Pr 3966

HALIOTIS

VOL. 28
1998 (1999)

issn 0397.765 x

SOCIETE FRANÇAISE DE MALACOLOGIE

Haliotis, revue de la Société Française de Malacologie, est ouverte à des articles originaux couvrant tous les aspects de l'étude des Mollusques. Son rythme de parution est en principe annuel, avec un ou plusieurs fascicules.

La soumission d'un manuscrit à *Haliotis* sous-entend qu'il n'est pas publié ou sous presse ailleurs. Les auteurs qui désireront utiliser ultérieurement des matériaux publiés dans *Haliotis* devront préalablement obtenir la permission de la S.F.M.

Le nombre de pages par article est en principe limité à 12, sauf accord préalable avec le comité de rédaction.

Soumission des manuscrits

Les textes doivent être saisis sous un traitement de texte d'usage courant. Il sera soumis dans un premier temps deux exemplaires tirés sur format A4 avec double interligne, ainsi que l'original et deux copies des illustrations. Les manuscrits sont à adresser au secrétariat général de la S.F.M., 55 rue Buffon, 75005 Paris, ou à un des membres du comité de rédaction.

Le manuscrit sera lu par un ou plusieurs spécialistes choisi(s) par le comité de rédaction, dont les commentaires seront adressés à l'auteur (sous forme anonyme ou non au choix du rapporteur). L'auteur a l'obligation de prendre en considération les commentaires du rapporteur et adressera s'il y a lieu une version révisée ainsi qu'une copie de la disquette de texte. Le comité de rédaction prendra, au vu des commentaires du rapporteur, une décision d'acceptation ou de refus du manuscrit.

Organisation du texte

- titre concis et informatif: pensez qu'il doit servir à l'indexation. Si le titre contient un nom de genre ou d'espèce peu connu, ce nom sera accompagné du nom d'un taxon supraspécifique
- prénoms (en entier) et noms des auteurs
- adresses des auteurs.
- "abstract" en Anglais, précédé du titre en Anglais.
- résumé (dans la langue du texte de l'article) exposant les principaux résultats, mais pas de descriptions de taxa nouveaux éventuellement introduits dans l'article.
- texte proprement dit comprenant, dans cet ordre, Introduction, Matériel et méthodes, Résultats, Discussion, Conclusions, Remerciements, Bibliographie.

Les niveaux hiérarchiques de sous-titres seront limités le plus possible. Les sous-titres ne seront en aucun cas numérotés.

Illustrations

Seules les illustrations en noir et blanc seront prises en charge par la revue. Le surcoût des illustrations en couleur sera à la charge des auteurs.

Les illustrations doivent être de bonne qualité, prêtes à clicher. Les dessins seront de préférence réalisés à une dimension supérieure à leur taille finale, et seront accompagnés d'une photocopie réduite à la taille finale désirée par l'auteur. La dimension des lettrages utilisés devra tenir compte de cette réduction et leur taille une fois réduite sera au moins de 1,5 mm. Pour les tableaux et graphiques, des tirages d'imprimante laser ou à jet d'encre sur papier sont acceptables comme originaux. Les cartes devront faire figurer des coordonnées géographiques et avoir un cadre.

Les photographies seront montées avec leurs lettrages définitifs, à la dimension sous laquelle elles doivent être publiées. Les planches photographiques mesurent au maximum 16,5 x 23 cm.

Toutes les figures doivent être numérotées en une série unique, qu'il s'agisse de dessins, de photographies montées en planche ou de graphiques. Les tableaux (comportant exclusivement du texte ou des chiffres, à l'exclusion de graphiques) seront numérotés en une autre série. Les légendes des figures et des tableaux seront regroupées sur une feuille à part, et copiées également dans la disquette. Les auteurs pourront indiquer dans le texte la position souhaitée des figures et tableaux.

(suite sur la 3e page de couverture)

The shell organic content in the energy budget of *Mytilus trossulus* from the South Baltic

Maciej WOLOWICZ [1] *and Philippe GOULLETQUER* [2]

ABSTRACT

The amount of organic matter and its energy values in shells of *Cerastoderma glaucum*, *Macoma balthica* and *Mytilus trossulus* from the Gulf of Gdańsk were estimated by chemical extraction and by microcalorimetry.

The mean organic matter content varied from 0.54% in *C.glaucum*, to 5.21% in *M. balthica* and 5.92% in *M. trossulus*. Energy values of shell organic matter ranged from 15.15 (± 1.41) J.mg^{-1} in *M. balthica* to 20.17 (± 1.60) J.mg^{-1} in *M. trossulus* and 23.88 (± 1.56) J.mg^{-1} in *C. glaucum*.

Organic content and energy value of shells were specific and related to microgeographic distribution (environmental factors) of the population/or sediment type. Seasonal changes of these parameters were also observed. *M. trossulus* shells of 25-50 mm in length showed higher organic matter content (5.5 to 6.19%), but lower energy value (18.92 to 19.99 J.mg^{-1}) than those of 5-25 mm length (5.27 to 5.61% and 20.59 to 21.09 J.mg^{-1} respectively).

The energy content accumulated in the shell represented from 5.4% of total energy content in *C. glaucum* to 17.6% in *M. balthica* and 22.3% in *M. trossulus*, and therefore plays an important role in the bivalves' energy budget.

RÉSUMÉ

Le contenu en matière organique de la coquille dans le budget énergétique de *Mytilus trossulus* du Sud de la Mer Baltique.

La quantité de matière organique et sa valeur énergétique ont été évaluées pour les coquilles de *Cerastoderma glaucum*, *Macoma balthica* et *Mytilus trossulus* de la baie de Gdańsk, par extraction chimique et microcalorimétrie.

Le contenu moyen en matière organique varie de 0,54% chez *C.glaucum*, à 5,21% chez *M. balthica* et 5,92% chez *M. trossulus*. La valeur énergétique de la matière organique de la coquille varie entre 15,15 (± 1,41) J.mg^{-1} chez *M. balthica*, 20,17 (± 1,60) J.mg^{-1} chez *M. trossulus* et 23,88 (± 1,56) J.mg^{-1} chez *C. glaucum*.

Le contenu en matière organique de la coquille et sa valeur énergétique sont spécifiques, et corrélés avec la microdistribution géographique (facteurs de l'environnement) de la population, ou avec le type de sédiment. Des changements saisonniers ont aussi été observés. Des coquilles de *M. trossulus* de 25-50 mm de longueur ont un contenu en matière organique plus élevé (5,5 à 6,19%), mais celui-ci a une valeur

[1] Laboratory of Estuarine Ecology, Institute of Oceanography, University of Gdańsk, Al.Marszałka J.Piłsudskiego 46, 81-378 Gdynia, Poland. <ocemw@univ.gda.pl>

[2] IFREMER, Laboratoire Conchylicole de Poitou-Charentes, Shellfish Aquaculture Laboratory, B.P.133, 17390 La Tremblade, France. <pgoullet@ifremer.fr>

BIBL. DU MUSÉUM PARIS

Bibliothèque Centrale Muséum

3 3001 00100127 9

énergétique plus faible (18,92 à 19,99 J.mg^{-1}) que celles de 5-25 mm (5,27 à 5,61% et 20,59 à 21,09 J.mg^{-1} respectivement).

Le contenu énergétique accumulé dans la coquille represente entre 5,4% du contenu énergétique total chez *C. glaucum*, 17,6% chez *M. balthica* et 22,3% chez *M. trossulus*, et joue donc un rôle important dans le budget énergétique de ces bivalves.

INTRODUCTION

In spite of their low species biodiversity, bivalves are one of the most important components of the Baltic Sea benthic fauna resources. They are often dominant organisms in respect with size and biomass. In the biocenosis of coastal zone, *Mytilus trossulus* Gould, 1850, *Macoma balthica* (Linné, 1758) and *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789) play the most significant role. Although without any present commercial value *M.trossulus* forms extensive beds reaching up to 70% of biomass of animals living on a hard sediment (Jansson and Kautsky, 1977; Zmudziński and Osowiecki, 1991) and plays a key role in the matter and energy flow in the Baltic (Kautsky and Evans, 1987; Wiktor, 1990). *C. glaucum* can be characterised as a prevailing species on a shallow and sandy bottom, while *M. balthica* on deeper muddy bottom. For reminder, multivariate analysis of morphological shape and molecular analysis of genetic variation have led to the recognition of three *Mytilus* sibling species: *M. edulis* Linné, 1758, *M. galloprovincialis* Lamarck 1819, and *M. trossulus* Gould 1850 (for a review see: McDonald *et al.*, 1991; Suchanek *et al.*, 1997).

Since shell weight makes from about 86% of dry weight (DW) of *M trossulus* and *M. balthica*, to more than 91% of *C. glaucum*, its contribution to energy balance of an organism has a very important meaning. The shell organic content of molluscs can represent a significant fraction of the total organic content but it is often neglected in calculations of energy budget in these animals (Hylleberg *et al.*, 1978; Szaniawska, 1992).

Furthermore, periostracum of the bivalves made mostly from proteins and glycoproteins with soluble and insoluble parts is responsible for sediment deposits abounding in organic matter (e.g., mussel mud) which form a suitable habitat for other organisms like the meiofauna (Weiner and Lowestam, 1977).

This paper aims to assess the role of shell organic matter in energy balance of *M. trossulus* and *M. balthica* and how changes in shell biodeposits can effect environmental biotic and abiotic factors (e.g., sediment composition).

MATERIALS AND METHODS

Bivalves were sampled in 1991 on a monthly basis by dredging five locations of the Gulf of Gdansk characterized by various depth and sediment type (figure 1, table 1).

Thirty specimens of *M. trossulus* and *M. balthica* were analyzed on a monthly basis. Moreover, a *C. glaucum* population was punctually sampled for further comparison on three locations in April. The shell exterior was individually brushed and cleaned to remove fouling organisms then examined under a binocular for occurrence of endolitic organisms. The reduced salinity level (#6 ppt) actually limited endolitic organisms' colonization. After discarding the meat, the shells were rinsed with distilled water and dried to constant weight (12 h) at 60°C.

Although individually measured, the *M. balthica* and *C. glaucum* populations were homogeneous in size ranging from 10 to 15 mm length, while *M. trossulus* shells were divided into two size classes 5 to 25 and 25 to 50 mm. Amount of shell organic matter was estimated by extraction in 0.1M trichloroacetic acid (TCA) (Goulletquer and Wolowicz, 1989). Thirty shells of each species from site and/or class length were taken randomly and individually decalcified in TCA solution at 20°C. The organic content was estimated by filtering the solution on 0.7µm Whatman GF/F (ashed) filter paper. Retained material was rinsed with distilled water and dried to constant weight at 60°C for 48 h (Dame, 1972). TCA extraction was chosen because ignition overestimates the loss of

organic matter as shown by Goulletquer and Wolowicz (1989), and TCA - extracted organic matter can be used for other analysis (e.g., biochemical, microcalorimetry).

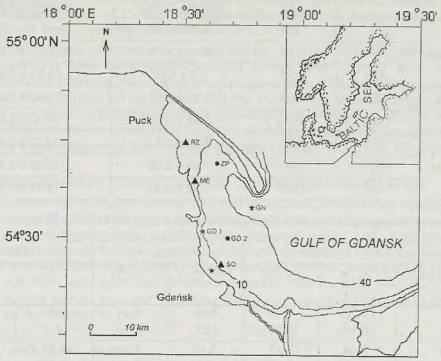

Figure 1. Experimental sites within the Gulf of Gdansk.

Table 1. Characteristics of the sampling sites.

Species	Site	Type of sediment	Depth (m)
C. glaucum	Rzucewo (RZ)	Sand + vegetation	2
	Sopot (SO)	Sand	5
	Mechelinki (ME)	Sand + vegetation	5
M.balthica	Puck Bay (ZP)	sand	15
	Gdynia (GD2)	Muddy-sand	20
M.trossulus	Sopot (SO)	sand	5
	Gdynia (GD1)	sand + vegetation	5
	Gdansk Bay (GN)	mud	40

Energy value of the organic matter was estimated using a microbomb calorimeter type KMB-2 (Phillipson, 1964; Klekowski and Baczkowski, 1973) calibrated with benzoic acid (caloric value 26.473 $J.mg^{-1}$). For each species sample, shell organic matter from 30 individuals were pooled, then pulverized and homogenized. Measurements of aliquots were carried out in triplicate.

Comparisons among species, sites and sampling period were performed using ANOVA's and linear multiple regressions (Statgraphics V.7).

Table 2. Shell organic content and energy values of shell organic matter (mean ± SD).

Species	Site	Samples (n)	% Shell organic matter (± SD)	Energy value ($J.mg^{-1}$) (± SD)
C. glaucum	RZ	120	0.66 ± 0.02	-
	SO	145	0.45 ± 0.01	24.03 ± 2.87
	ME	150	0.5 ± 0.01	23.73 ± 1.27
M. balthica	ZP	360	5.21 ± 0.54	14.80 ± 1.49
	GD2	360	5.44 ± 0.52	15.50 ± 1.36
M.trossulus	SO	360	5.39 ± 0.44	20.32 ± 1.84
	GD1	360	5.53 ± 0.20	20.29 ± 1.48
	GN	360	5.92 ± 0.44	19.91 ± 1.59

Table 3. Seasonal changes of *M. trossulus* shell organic content (%) (± standard deviation).

Site	SO		GD1		GN	
Size range (mm) Month	5 – 25	25 - 50	5 - 25	25- 50	5 -25	25 - 50
Jan	4.70 (0.16)	4.93 (0.21)	5.40 (0.1)	5.46 (0.1)	5.47 (0.1)	6.27 (0.21)
Mar	5.44 (0.11)	5.65 (0.15)	5.45 (0.1)	5.65 (0.14)	5.53 (0.09)	5.79 (0.11)
Apr	5.74 (0.16)	5.89 (0.18)	5.57 (0.1)	5.75 (0.09)	5.83 (0.12)	6.53 (0.13)
Aug	5.17 (0.16)	5.27 (0.17)	5.31 (0.12)	5.32 (0.11)	5.35 (0.08)	5.57 (0.08)
Nov	5.82 (0.16)	5.96 (0.18)	5.75 (0.09)	5.84 (0.11)	5.74 (0.12)	6.75 (0.11)
Dec	4.77 (0.16)	5.30 (0.24)	5.21 (0.14)	5.65 (0.11)	5.74 (0.09)	6.24 (0.14)
Average	5.27 ± 0.48	5.50 ± 0.40	5.45 ± 0.19	5.61 ± 0.19	5.61 ± 0.19	6.19 ± 0.44

Table 4. ANOVA table for the shell organic content (%) function of the 3 variables 'site', 'length', and 'month'.

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Main effects					
Site	36,7153	2	18,3577	382,32	0,000
Length	40,5579	43	0,943206	19,64	0,000
Date	55,4287	5	11,0857	230,87	0,000
Residual	49,4088	1029	0,0480163		
Total	215,747	1079			

RESULTS

Shell organic content

Shell organic matter contents were quite similar between both species *Macoma balthica* and *Mytilus trossulus* ranging from 5.21% to 5.92% respectively (table 2). In contrast, organic content of *C. glaucum* shell was limited varying from 0.45 to 0.66%.

Monthly data, sites and size comparisons were carried out on *M. trossulus* shell organic content (table 3). The ANOVA table demonstrates that all factors, 'site', 'length' and 'date' have a statistically significant effect on the shell organic percentage at 95% confidence level (table 4). Each component effect is reported on figure 2. All the information were combined and a highly significant multiple linear regression model was established explaining 45% of the variance ($P<0.01$). The output shows the results of fitting this model to describe the relationship between the organic content percentage and the three independent variables (figure 3). The equation of the fitted model is:

$$\text{Organic content} = 4.5501 + 0.240658 * \text{site} + 0.01202 * \text{date} + 0.01851 * \text{length}$$

Therefore, percentage of organic matter on small shell size (5-25mm) was significantly lower compared to large shell (25-50mm), and a significant trend of increasing organic percentage was reported from sandy to muddy areas concomitant to increased depth (table 1, figures 1,2). With regard to the monthly data, shell organic percentage showed a consistent increasing trend along the year but august and december data (figure 2). In contrast to *M.trossulus*, shell organic percentage of *M.balthica* did not show any significant difference between sites (table 5). Organic shell content tended to vary among species, reaching the higher (5.73%) and lower (4.78%) values in spring and summer for *M.balthica* (table 5).

Energy value of shell organic matter

Significant differences among species were noted with regard to the energy value of the organic matrix. The energy varied from a 14.8 $J.mg^{-1}$ minimum value for *M. balthica* from the Puck Bay (ZP) to a 20.32 and 24.03 $J.mg^{-1}$ maximum values for *M. trossulus* and *C. glaucum* from Sopot (SO) respectively (table 2).

Energetic values of the organic matrix were quite similar among sites for *M. trossulus* and were not related to sediment type (table 6). Although not significant, energy values for this species tended to be lower for larger shell (25-50 mm) (table 6). Moreover, a seasonal increasing trend over month was noted for the energy value of *M. trossulus* shell organic matter (table 7).

Table 5. Seasonal changes of shell organic content (%) (± standard deviation).

Species	*Macoma balthica*	
Site	ZP	GD2
Month		
Apr	5.63	5.73
May	5.97	5.73
Jun	5.09	4.89
Jul	4.78	5.02
Sep	5.02	5.16
Oct	5.21	5.17
Average	5.28 ± 0.44	5.28 ± 0.36

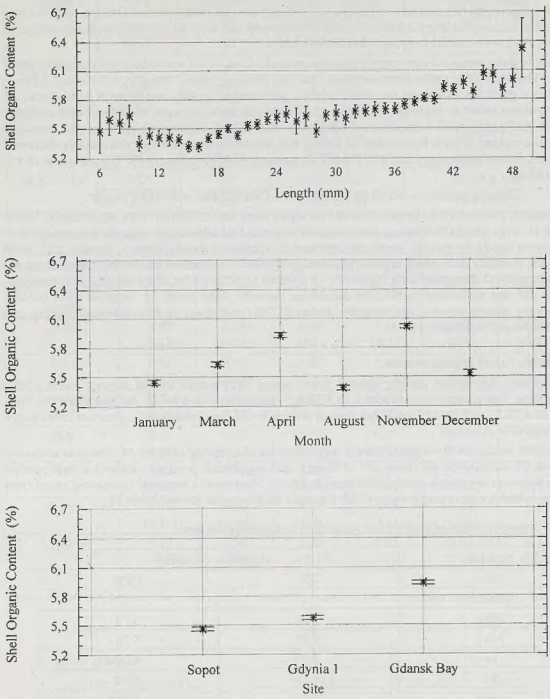

Figure 2. ANOVA results: 'length', 'month', and 'site'component effect on shell organic content (%)

Table 6. Energy value of *M. trossulus* shell organic matter from different type of sediment and animal size.

Nature of sediment	Size of animals (mm)	Energy value (J.mg^{-1})
Sand	5 - 25	21.09 ± 1.33
	25 - 50	19.55 ± 2.03
Vegetation	5 - 25	20.59 ± 1.08
	25 - 50	19.99 ± 1.86
Mud	5 - 25	20.90 ± 1.44
	25 - 50	18.92 ± 1.06

Table 7. Seasonal changes of energy value (J.mg^{-1}) in shell organic matter (mean).

Species	*Macoma balthica*		*Mytilus trossulus*		
Site	ZP	GD2	SO	GD1	GN
Month					
Jan	-	-	19.45	18.24	19.19
Feb	-	-	-	-	-
Mar	-	-	18.67	19.43	20,15
Apr	15.97	16.63	18.82	19.43	21.54
May	16.37	16.34	-	-	-
Jun	13.88	14.24	-	-	-
Jul	12.49	14.04	-	-	-
Aug	-	-	22.20	20.99	19.89
Sep	14.05	14.33	-	-	-
Oct	14.43	15.43	-	-	-
Nov	-	-	22.16	21.14	20.53
Dec	-	-	20.59	20.24	18.19
Average	14.53 ± 1.43	15.17 ± 1.13	20.32 ± 1.59	19.91 ± 1.10	19.92 ± 1.15

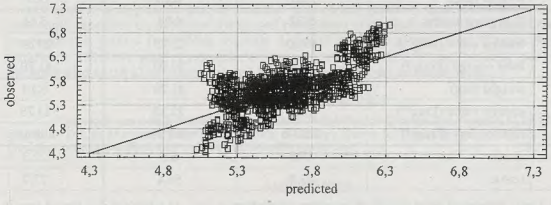

Figure 3. Multiple linear model of *M. trossulus* shell organic content function of shell length, site (1=Sopot; 2=Gdynia; 3=Gdansk Bay), and date.

Table 8. Percentage of shell organic matter in bivalve species.

Species	% of shell organic content	Method used	Author
Cardium edule	2.04	ignition	Hibbert, 1976
	0.53	chemical extraction	Goulletquer, Wolowicz,1989
Cerastoderma glaucum	1.43	"	Ivell, 1979
	0.43	"	Goulletquer,Wolowicz, 1989
	0.54	"	this study
Crassostrea virginica	0.896	"	Dame, 1972
Macoma balthica	5.32	"	this study
Mercenaria mercenaria	2.35	ignition	Hibbert, 1977
Mytilus edulis	3.0	?	Thompson, 1984
	5.0	?	Dare, 1975
	6.2	ignition	Kautsky, 1981
Mytilus trossulus	5.61	chemical extraction	this study
Ruditapes philippinarum	0.97	"	Goulletquer,Wolowicz, 1989
Scrobicularia plana	0.4	?	Hughes, 1970
Venerupis aurea	2.55	ignition	Hibbert, 1976

Table 9. Percentage of energy acumulated in shell organic matter and soft tissue of standard *Macoma balthica* (17 mm, 160.6 mg) (Szaniawska *et al.*,1986), *Cerastoderma glaucum* (15 mm, 461.9 mg) (Wolowicz, 1991) and *Mytilus trossulus* (15 mm, 42.9 mg) (Cuena Barron & Wolowicz, 1981).

Species		*M.balthica* (Szanawska *et al.*, 1986)	*C.glaucum* (Wolowicz, 1991)	*M.trossulus* (Cuena Barron & Wolowicz, 1981)
Shell	weight (mg)	138.0	420.7	36.8
	% organic matter	5.32	0.54	5.44
	energy value ($J.mg^{-1}$)	15.20	23.73	20.84
	total energy ($J.mg^{-1}$)	111.60	53.90	41.70
Tissue	weight (mg)	22.60	41.20	6.10
	energy value ($J.mg^{-1}$)	23.58	22.15	23.78
	total energy ($J.mg^{-1}$)	523.90	912.60	145.10
Energy %	shell	17.6	5.6	22.3
	tissue	82.4	94.4	77.7

DISCUSSION

The estimate of shell organic content are correlated with the species and the method used (for critical review, see Goulletquer and Wolowicz, 1989).

The results obtained in this study were within the range reported in the literature for other bivalves species (table 8). By way of example, *Macoma balthica* and *Mytilus trossulus* showed higher values than for *Cardium edule* (9.6%) and *Ruditapes philippinarum* (14.4%) (Goulletquer and Wolowicz, 1989). Moreover, cockles' data in this study were similar to those for *C. glaucum* (5.2%) originating from the Marennes-Oleron Bay (France)

The organic content in the shell of *M. trossulus* was correlated with the sediment type: the organic content increased correlatively with sediment softness. Therefore, muddy sediment led to increased shell organic content. This is likely due to the organic load at the sediment level in contact with the periostracum containing most of the organic matter (Wilbur and Simkiss, 1968).

A relationship between the seasonal shell organic content from *M. trossulus* and *M. balthica* and phytoplankton as well as chlorophyll content (spring and autumnal bacillariophycae bloom were reported by Pliński *et al.*, 1982 and Latala, 1985 respectively). Seasonal changes of *M. trossulus* shell organic content showed the same pattern in our study. Food characteristics and availability were likely responsible for this pattern in addition to increased seawater temperature, responsible for the overall shell growth pattern. In contrast to Price *et al.* (1976) on bivalves, shell organic content tended to increase with age in the present study. However, energetic value of shell organic matter did not show any seasonal pattern in contrast to data on *Mercenaria mercenaria* from S. England (Hibbert, 1976).

The energetic value of shell organic matter is specific and shows a similar and concomitant seasonal change between shell organic content and soft parts (Wenne and Styczyñska-Jurewicz, 1985; Wolowicz, 1991; Szaniawska *et al.*, 1986). Although not significant, a global and similar trend was noted with regard to energetic value.

Kennedy *et al.*'(1969) and Gregoire (1972) showed that the shell matrix is composed mainly of soluble and insoluble parts of proteins and glycoproteins and that their proportion varies according to species and environmental conditions. For this reason, the energy value of the shell matrix appears to be correlated with trophic conditions. Therefore, smaller/younger specimens showing higher energy turnover tend to have higher energy value for shell organic matter.

The shell organic content and their energy value play a critical role in bivalve's energy budget. Since the *C. glaucum* shell represents 91.5% of dry weight, the overall energy mobilized in shell matrix remains important in spite of its low organic concentration (Wolowicz, 1984). By way of example, energy computation per species using a "standard animal" specified by an average size, shows that the percentage of energy accumulated in the shell represents 5.4% to 22.3% of the total energy content in *C. glaucum* and *M. trossulus* respectively (table 9). Since individuals less than 25 mm length represent up to 90% of the mussel population in the Gulf of Gdansk, a significant energy accumulation results from dead animals deposits at the sediment level (Cuena Barron and Wolowicz, 1981). By way of example, a common average 700 g mussel biomass per m^2 would therefore lead to 0.8 $kJ.m^{-2}$ energy stored in shell deposits at the sediment level.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was developed within the frame of Polish-French Cooperation Program (ATP E01). We are grateful to Drs. H. Hummel (Netherlands Institute of Ecology, Centre for Estuarine and Coastal Ecology) and V. Brock for constructive discussion and comments on the manuscript.

REFERENCES

Cuena Barron L. & Wolowicz M., 1981. A preliminary outline of the *Mytilus edulis* population from Gdansk Bay. *Oceanografia*, 5: 127-140.

Dame R F , 1972 The ecological energies of growth, respiration and assimilation in the intertidal American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Biology*, **17**: 243-250.

Dare P J , 1975 Settlement, growth and production of the mussel *Mytilus edulis* L in Morecambe Bay In. *Marine mussels, their ecology and physiology* Cambridge University Press

Goulletquer, P & Wolowicz M , 1989 The shell of *Cardium edule*, *C glaucum* and *Ruditapes philippinarum* organic content, proximate composition and energy value as determinated by different methods *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **69** 563-572.

Gregoire C , 1972 Structure of the molluscan shell In *Chemical Zoology Mollusca*, M Florkin, B T Scheer (eds) 45-102. Academic Press, New York.

Hibbert C J , 1976. Biomass and production of a bivalve community on an intertidal mud-flat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **25**: 249-261.

Hibbert C J , 1977. Growth and survivorship in a tidal-flat population of the bivalve *Mercenaria mercenaria* from the Southampton water. *Marine Biology*, **44**: 71-76.

Hughes R N , 1970 An energy budget for a tidal-flat population of the bivalve *Scrobicularia plana* (da Costa) *Journal of Animal Ecology*, 39. 357-379.

Hylleberg J , Brock V. & Jorgensen F , 1978 Production of sublittoral cockles, *Cardium edule* L. with emphasis on predation by flounders and sea stars. *Natura Jutlandica*, **20**: 183-191.

Ivell R, 1979. The biology of a brackish lagoon bivalve. *Cerastoderma glaucum*, Bruguiere in an English lagoon, the Widewater, Sussex. *Journal of Molluscan Studies*, **45**: 383-400.

Jansson B -O & Kautsky N., 1977 Quantitative survey of hard bottom communities in a Baltic archipelago In *Biology of benthic organisms*, B F Keegan, P. O'Ceidigh, P J S Boaden (eds) 359 366 Pergamon Press, Oxford

Kautsky N., 1981 On the trophic role of the blue mussel (*Mytilus edulis*) in a Baltic coastal ecosystem and the flat of the organic matter produced by the mussels *Kieler Meeresforschung Sonderhefte*, **5**: 454-461

Kautsky N & Evans S , 1987 Role of the biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, **38**: 201-212.

Kennedy W J , Taylor J D & Hall H , 1969 Environmental and biological controls on bivalve shell mineralogy *Biological Review*, **144**: 499-530.

Klekowski R Z , Baczkowski J , 1973 A new modification of microbomb calorimeter *Ecol Pol* , **21**. 229-236

Latala A , 1985 Zawartosc chlorofilu w wodach powierzchniowych zachodniej czesci Zatoki Gdanskiej Studia i Materialy Oceanol. *Polish Academy of Science*, **46**: 13-21

McDonald J H , Seed R & Koehn R K , 1991 Allozymes and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the Northern and Southern hemispheres. *Marine Biology*, **111**: 323-333

Phillipson J , 1964 A miniature bomb calorimeter for small biological samples. *Oikos*, **15** 130-139

Price T J , Thayer G W , Lacroix M W & Montgomery G P , 1976 The organic content of shells and soft tissues of selected estuarine gastropods and pelecypods *Proceedings of the National Shellfisheries Association*, **65** 26-31.

Plinski M , Sobolewska B & Mielczarek M J , 1982 Sklad i liczebnosc fitoplanktonu zachodniej czesci Zatoki Gdanskiej w latach 1978 i 1979. *Studia i Materialy Oceanol. Polish Academy of Science.*

Suchanek T H , Geller J B , Kreiser B R & Mitton J B , 1997 Zoogeographic distributions of the sibling species *Mytilus galloprovincialis* and *M trossulus* (Bivalvia Mytilidae) and their hybrids in the North Pacific *Biological Bulletin*, **193**: 187-194

Szaniawska A , Wenne R & Wolowicz M , 1986 Energetic values of the body of *Macoma balthica* L. from the Gulf of Gdansk. *Oceanologia*, **24**: 55-62.

Szaniawska A 1992 Energy budget in the populations of *Crangon crangon* L (Crustacea) and *Cardium glaucum* (Poiret) (Mollusca) in the Gulf of Gdansk *Oceanologia*, **32** 99-108

Thompson R J , 1984 Production, reproductive effort, reproductive value and reproductive cost in a population of the blue mussel *Mytilus edulis* from a subarctic environment *Marine Ecology Progress Series*, **16** 249-257

Weiner S & Lowestam H A , 1977 Discrete molecular weight components of the organic matrices of mollusc shells *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **30**: 45-51.

Wenne R & Styczynska-Jurewicz E , 1985. Microgeographic differentiation in condition and biochemical composition of *Macoma balthica* (L) from the Gdansk Bay (South Baltic) *Polski Archiwum Hydrobiologii*, **32** 175-194

Wiktor K , 1990 The role of common mussel *Mytilus edulis* (L) in the biocenosis of the Gulf of Gdansk *Limnologica (Berlin)*, **20**(1)· 187-190.

Wilbur K M & Simkiss K , 1968 Calcified shells In Florkin, M , Stotz, E H *Compr Biochem* , 26, 229-295

Wolowicz M , 1984 *Cardium glaucum* (Poiret, 1789) population from Gdansk Bay (Baltic Sea) *Polski Archiwum Hydrobiologii*, **31**: 33-44

Wolowicz M , 1991 Geographic differentiation of the *Cardium glaucum* (Bivalvia) populations Gdansk Univ , 156pp.

Zmudzinski L & Osowiecki A , 1991 Long-term changes in the bottom macrofauna of the Puck Lagoon *Acta Ichthyologica et piscatoria*, **21** suppl.: 259-265.

Cartographie et évaluation du stock de crépidules (*Crepidula fornicata* L.) en baie du Mont Saint-Michel

Michel BLANCHARD [1] *et Axel EHRHOLD* [2]

RÉSUMÉ

Les populations de crépidules de la baie du Mont Saint-Michel ont été cartographiées et quantifiées au cours de plusieurs campagnes, de 1995 à 1997, grâce à l'utilisation de moyens complémentaires (sonar à balayage latéral, vidéo sous-marine, prélèvements à la benne et en plongée). Les résultats montrent que dans ce secteur, trente ans environ après son introduction accidentelle, l'espèce colonise massivement le fond de baie et que de nouveaux foyers se développent désormais le long du Cotentin. Le stock d animaux vivants est estimé à environ 160 000 tonnes, et celui des coquilles mortes à la moitié de cette valeur. Les causes et les conséquences de cette prolifération dommageables pour l'économie locale, sont analysées. Cette étude complètant d'autres travaux antérieurs, permet de disposer d'une cartographie homogène et précise de la crépidule, de Bréhat à Granville.

ABSTRACT

Mapping and stock assessment of slipper-limpet (*Crepidula fornicata*) in the Bay of Mont Saint-Michel (France).

Slipper-limpet beds were surveyed between 1995 and 1997, inside the Bay of Mont Saint-Michel, using side-scan sonar, underwater video, grab sampling and diving observations. This species has infested heavily large areas, such as the bay of Cancale, since its accidental introduction thirty years ago. Its density at other places along the Cotentin coasts is still increasing. Stock assessment is about 160.000 tons of fresh biomass, and half of this for dead shells. The causes and consequences for local activities, of such a disturbing spread, are detailed. Thanks to this study, we currently have a homogenous and precise map of the slipper-limpet's distribution between Bréhat and Granville.

INTRODUCTION

La baie du Mont Saint-Michel, prise ici au sens large, correspond à la zone comprise entre la côte du Cotentin à l'Est et celle de Bretagne au Sud ; elle est limitée au Nord-Ouest par l'archipel des Chausey et à l'Ouest par la latitude 1°50 (fig. 1). Cette zone de 600 km^2 environ est largement ouverte à l'Ouest. La profondeur, d'une dizaine de mètres en moyenne, atteint un maximum de 20 m le long de la ligne Chausey-Grouin. Les fonds remontent régulièrement vers le Sud-Est où s'étend un

1 IFREMER Direction de l'Environnement et de l Aménagement Littotal - BP 70 - F-29280 Plouzané <mblancha@ifremer.fr>

2 EPSHOM - Dep Géodésie-Géophysique, Cellule Sédimentologie -13 rue du Chatelier - F-29275 Brest <ehrhold@shom.fr>

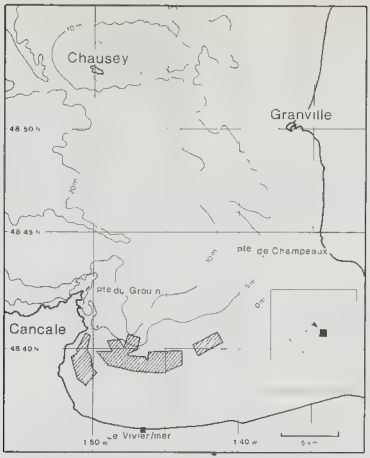

Figure 1. Localisation de la zone d'étude (les secteurs hachurés correspondent aux parcs ostréicoles).

vaste estran subissant un marnage qui atteint 15 m. en marée de vives-eaux. L'hydrodynamisme est caractérisé par les courants de marée, l'action des houles de tempête se limitant à la bordure littorale (Retière, 1980).

La répartition des sédiments superficiels et donc celle des peuplements benthiques est sous la dépendance de cet hydrodynamisme (Retière, 1980 ; Blanchard *et al.*, 1984, 1986). Dans le proche infralittoral, une zone de sédiments fins carbonatés s'étend tout autour de la baie. Au Sud de celle-ci, de la pointe du Grouin à celle de Champeaux, les peuplements de sables fins à *Abra alba - Corbula gibba* colonisent un sédiment hétérogène sous eau turbide. Remontant le long du Cotentin, ce peuplement est suivi par le peuplement-type des sables fins à moyens propres, à *Donax variegatus - Armandia polyophtalma*, lui même relayé au niveau de Granville par son faciès de transition à *Nassarius reticulatus*. Au centre de la zone, s'étend une vaste surface de sédiments grossiers sablo-graveleux du peuplement-type à *Venus fasciata*. Ce peuplement coquillier contient de nombreux bivalves (*Tapes rhomboides, Glycymeris glycymeris, Venus verrucosa, Spisula ovalis*...) qui sont à l'origine des nombreuses coquilles vides, servant de supports pour la fixation d'autres espèces et notamment de la crépidule (*Crepidula fornicata*).

La crépidule est un mollusque gastéropode d'origine nord-américaine, introduit accidentellement en France depuis une cinquantaine d'années (Blanchard, 1995, 1997a). Sa grande faculté d'adaptation, ses caractéristiques physiologiques (période de reproduction étalée, fécondation directe, alimentation par filtration...) et l'absence de prédateurs spécifiques, ont permis son acclimatation et son développement rapide. La présence de fortes densités, atteignant plusieurs milliers d'individus par mètre-carré, entraîne un déséquilibre du milieu : compétition

spatiale et trophique, apport de matériel coquillier et de biodépôts, piégeage de matériel en suspension . (Cariguel, 1994 ; Manac'h, 1995 ; Ehrhold *et al* , 1998) Ces dernières années, sa prolifération a été mise en évidence dans divers secteurs du littoral français : en baie d'Arcachon (Auby *et al.*, 1995), en baie de Marennes-Oléron (Sauriau, 1995 ; Sauriau *et al* , 1998), en rade de Brest (Chauvaud, 1998) et dans le golfe normand-breton qui apparaît comme l'un des secteurs les plus colonisés par cette espèce (Blanchard, 1995), et où la biomasse est évaluée à plus de 1,6 .10^6 tonnes de poids frais (Noel *et al.*, 1995).

L'activité conchylicole est importante en baie du Mont Saint-Michel : environ 6000 tonnes d'huîtres creuses (*Crassostrea gigas*), 500 tonnes d'huîtres plates (*Ostrea edulis*) et 10 000 tonnes de moules (*Mytilus edulis*) y sont produites annuellement (Noel *et al.*, 1995). L'activité halieutique repose notamment sur le chalutage de diverses espèces de poissons plats en fond de baie, et la récolte par dragage de divers coquillages (*Tapes rhomboides, Spisula ovalis, Pecten maximus*...) sur l'ensemble de la zone. La pêche aux casiers concerne les bulots (*Buccinum undatum*), la seiche (*Sepia officinalis*) et divers crustacés. Pêche et conchyliculture sont directement contrariés par la prolifération de la crépidule (occupation de concessions ostréicoles et de secteurs de pêche, surcroît de tri...), d'où une incidence économique.

Diverses évaluations fines ont eu lieu ces dix dernières années dans le golfe normand-breton sur la façade du Cotentin (Quiniou et Blanchard, 1987), en baie de Saint-Brieuc (Hamon et Blanchard, 1994), puis du cap Fréhel à Cancale (Blanchard, 1997b). Ces résultats ont permis d'affiner la connaissance sur les causes et la vitesse de la prolifération dans ce secteur géographique.

Deux travaux récents menés en parallèle, en baie du Mont Saint-Michel, fournissent, grâce notamment à de nombreuses observations par sonar à balayage latéral, de nouveaux éléments sur la distribution actuelle de la crépidule et complètent les cartographies et évaluations fines réalisées précédemment. Le premier travail, réalisé dans le cadre d'une thèse de sédimentologie (Ehrhold, 1999), montre l'emprise de l'espèce sur l'ensemble de la zone sud-Chausey ; l'autre travail, plus précisément destiné à une étude de stock (Blanchard, 1997b) était centré sur la baie de Cancale. Ces deux travaux menés, avec des moyens comparables sont complémentaires spatialement. Leurs résultats, mis en commun, permettent de réaliser le présent document synthétique sur l'état actuel de la colonisation de la crépidule en baie du Mont Saint-Michel.

MATERIELS ET METHODES

La crépidule vit en colonies épigées, d'une dizaine d'individus chacune, pouvant elles-mêmes s'agréger en masses compactes, dans les zones de fortes densités (Le Gall, 1980). A l'extrême, le sédiment peut être complètement recouvert sur une surface de plusieurs mètres-carrés. Ce tapis coquillier contraste au sein de son environnement sableux. L'utilisation du sonar à balayage latéral à des fins autres que sédimentaires trouve ici une nouvelle application car les populations (denses) de crépidules "répondent" comme un fond de galets ou de cailloutis (fig. 2). A partir des premières analyses, faites en baie de Saint-Brieuc (Hamon et Blanchard, 1994), l'utilisation du sonar à balayage latéral fut développée pour des travaux de cartographies spécifiques de la crépidule. Elle est utilisée depuis sur d'autres secteurs (Sauriau *et al.*, 1998).

Deux modèles d'appareil aux performances proches ont été utilisés pour ce travail : En mai 1996, 30 heures d'enregistrements ont été réalisées grâce à un sonar à balayage latéral DOWTY 3050, en fond de baie de Cancale entre les latitudes 48°39,5' et 48°41' Nord. Les profils jointifs, réalisés selon un axe Est-Ouest, permettent de couvrir une surface d'environ 30 km^2 au niveau des parcs ostréicoles (Blanchard, 1997b). Par ailleurs, de 1994 à 1996, 830 km de profils ont été effectués, au cours de 3 campagnes, sur l'ensemble de la zone limitée au Nord par la latitude de Chausey et à l'Ouest par l'axe Grouin-Chausey (Ehrhold, 1999). Le matériel sonar utilisé était un modèle EGG 260. Plusieurs zones ont été particulièrement fouillées : le secteur compris entre Grouin et Chausey, la côte du Cotentin et le fond de baie. Les campagnes étant réalisées à bord de navires, le proche infralittoral n'a pas été cartographié.

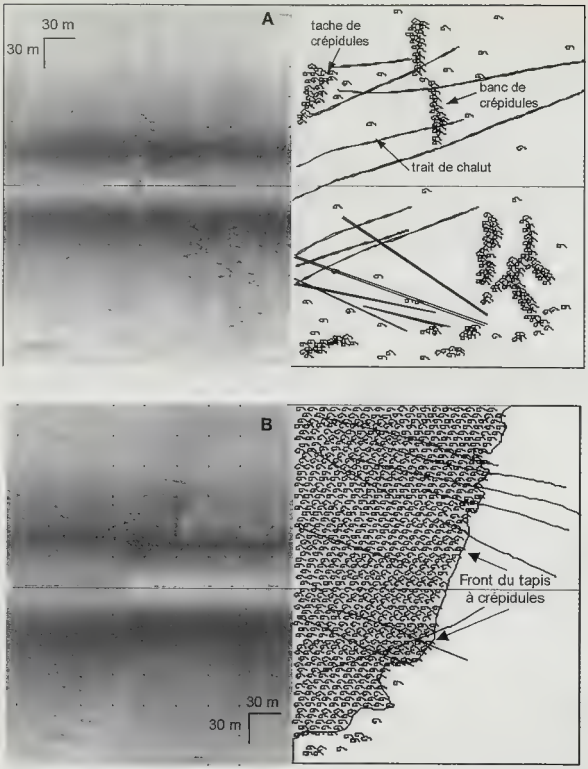

Figure 2 Sonogrammes de fonds colonisés par la crépidule. A: fond partiellement recouvert de crépidules (zone 2). B: zone de contact entre un fond entièrement recouvert de crépidules (zone 3) et un sédiment sableux coquillier.

L'interprétation de sonogrammes pour la recherche de crépidules devient délicate sur des fonds de cailloutis et de sables grossiers, car la confusion est possible, et de nombreux contrôles sont nécessaires. Afin de valider l'image sonar, plusieurs profils vidéo ont été réalisés à l'aide d'une caméra fixée sur un support tracté par le navire. Des plongées par scaphandre autonome ont permis également d'observer directement la biocénose benthique. En complément, environ 600 prélèvements sédimentaires sont récoltés par bennes Shipeck et Smith Mc-Intyre pour une analyse granulométrique des sédiments superficiels (Ehrhold, 1999).

Au cours des différentes campagnes, toutes les données enregistrées en continu à bord des navires "Thalia", "Côtes de Normandie" et "Côte d'Aquitaine" ont été positionnées géographiquement grâce au système GPS différentiel, qui permet une précision de quelques mètres seulement. Le report des profils et des informations a été effectué sur des cartes détaillées au 1/5000 et 1/10 000 eme.

Deux campagnes de prélèvements ont permis l'évaluation du stock de crépidules dans la zone cartographiée grâce aux résultats d'une centaine de stations d'échantillonnage. La première campagne s'est déroulée en baie de Cancale du 12 au 22 mai 1996 (43 stations) jusqu'à la latitude de 48°44 Nord. Durant la seconde, du 22 au 24 août 1997, 50 stations ont été effectuées dans le reste de la zone. L'échantillonnage s'est fait de façon stratifiée, en répartissant l'effort en fonction des différentes strates de recouvrement observées par sonar. Les prélèvements quantitatifs sont réalisés au moyen d'une benne Hamon prélevant 0,25 m^2. Deux échantillons sont prélevés à chaque station et tamisés sur 5 mm. De plus, 6 stations de prélèvements quantitatifs par plongée ont été réalisées en juillet 1996 aux abords immédiats des parcs en eau profonde, sur 0,25 m^2 chacune.

Les crépidules sont ramenées au laboratoire pour être analysées (longueur, poids...). Les individus vivants et morts sont nettoyés de leur épibiontes et pesés séparément. La mesure du poids frais unitaire est rapportée à la surface de la strate, pour une estimation de la biomasse totale (Frontier, 1983).

RÉSULTATS

Trois niveaux de concentration ont été définis d'après les images sonar (fig. 2). La zone de concentration la plus faible (recouvrement de la surface inférieur à 1%) correspond à la présence de un ou deux individus par mètre-carré. La surface de cette strate est estimée à 291 km^2, soit 47% de la surface totale couverte. La zone de concentration moyenne correspond à un recouvrement de 1 à 10% ; Sa surface est de 95 km^2. Plusieurs chaînes par mètre-carré sont observées à ce niveau de concentration. La strate de plus forte concentration (correspondant à un recouvrement de 10 à 100%) couvre une surface estimée à 16 km^2 soit 2,7 % de la surface de la baie. Restent 34% de la zone observée où la présence de crépidule n'a pas été détectée par sonar. L'ensemble des résultats est présenté dans la carte synthétique (fig. 3).

L'espèce est absente au centre et à l'Ouest de la baie du fait d'un hydrodynamisme important dû aux courants résiduels de marées venus d'Ouest, transportant les larves et les individus épigés devant le Cotentin On observe que la population de crépidules se répartit au pourtour de la baie, en une large bande longeant la façade du Cotentin puis le fond de baie, pour se terminer à la pointe du Grouin. Cette répartition est contenue approximativement entre l'isobathe -10 mètres et le zéro marin. Les concentrations sont croissantes vers le centre de cette bande et atteignent un maximum en deux secteurs principaux : le premier, le plus étendu, s'étend au niveau des parcs ostréicoles en baie de Cancale, avec un prolongement vers l'Ouest, entre le banc des Corbières et l'île des Rimains ; le second secteur s'étend en plusieurs taches de surfaces inégales, de part et d'autre du champ de grandes dunes tidales devant Granville.

Une excroissance de cette bande apparaît à l'Est de la pointe du Grouin, correspondant à une zone de sable envasé. Au Sud de l'archipel des Chausey, une zone de concentration faible se développe sur un sédiment grossier caillouteux et hétérogène.

La population totale de crépidules dans la zone couverte par sonar à balayage latérale est estimée ainsi à 159 734 ± 11 477 tonnes d'animaux vivants (poids total frais) De cette biomasse,

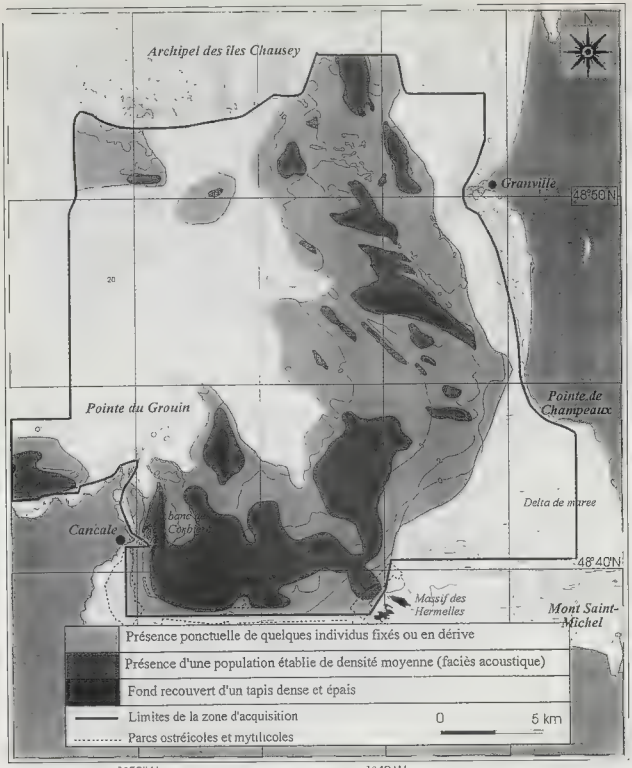

Figure 3 Répartition des biocénoses de crépidules sur la base de l'échantillonnage sédimentaire et de leurs échos acoustiques (sonar latéral).

environ 100 000 tonnes proviennent de la seule baie de Cancale, le reste étant représenté par la population installée le long du Cotentin.

La biomasse des crépidules mortes servant de supports ou isolées est estimée à 77 000 tonnes sur cette même zone sud-Chausey, soit un total d'environ 237 000 tonnes.

DISCUSSION

Peu de crépidules sont observées sur les fonds durs, dont la présence témoigne d'un fort hydrodynamisme, comme c'est le cas au Nord de la pointe du Grouin. Le courant de marée apparaît comme l'un des principaux facteurs de répartition de la crépidule en baie du Mont St- Michel : d'une part en empêchant la fixation des larves dans la partie Ouest de la baie et en repoussant les animaux vers la côte du Cotentin, avec une dérive vers le Nord et une autre vers le fond de baie ; deuxièmement en redistribuant les larves en baie de Cancale via un courant giratoire, ce qui explique l'aspect de cette population étirée le long du littoral de Cancale. Les adultes isolés sont également déplacés lors des tempêtes, vers le bas estran où ils sont arrêtés par leshauts-fonds. Ainsi devant Granville, les fortes densités s'observent dans les dépressions situées de part et d'autre des dunes sableuses et au pied du talus littoral où d'importantes populations de crépidules se fixent, profitant de la présence de nombreuses coquilles vides et de débris divers. Les crépidules trouvent là les conditions idéales de développement (abris, piégeage de supports et de nourriture...). Par la présence naturelle de très nombreuses espèces de mollusques bivalves servant de support pour la fixation des larves de crépidules, la baie du Mont Saint-Michel est un site favorable à son développement. L'analyse des biocénoses benthiques de cette baie montre une nette prépondérance des mollusques bivalves qui représentent par exemple 87% de la biomasse dans les sables grossiers (Retière, 1980 ; Blanchard *et al.*, 1984, 1986).

En dehors des facteurs naturels, l'activité halieutique, importante en baie du Mont Saint-Michel, participe à la prolifération du fait des très nombreux sillons creusés par les engins traînants (dragues, panneaux de chaluts) qui limitent ainsi le déplacement des matériels entraînés par les courants (débris divers et juvéniles de nombreuses espèces), et favorisent la création de nouveaux foyers. Les sonogrammes nous montrent de nombreuses traces d'engins, sous forme de dépressions dont certaines sont occupées par des colonies de crépidules. D'autre part, lors de la pêche, les produits non commerciaux sont rejetés par dessus bord, à des distances variables de leur sites de récolte. Cette pratique, depuis une trentaine d'années, a largement contribué à la dissémination de la crépidule sur l'ensemble de la baie.

Evolution de l'espèce en baie du Mont Saint-Michel

L'apparition de la crépidule en baie de Cancale et en Rance est concomitante avec le lancement de deux activités ostréicoles : la culture de l'huître japonaise et celle de l'huître plate en eau profonde (Jouan, 1977). La première est importée pour remplacer l'huître portugaise (*Ostrea angulata*) décimée par une maladie virale, comme partout en Europe. Du naissain de *Crassostrea gigas* est introduit à Cancale dès 1969, provenant du Sud de la Loire mais aussi directement du Japon (Pichot-Louvet, 1982 ; Gasquet, 1997). Si l'introduction et l'acclimatation de cette huître étrangère en France furent une réussite, de nombreux travaux ont souligné les conséquences négatives, sur l'écologie marine, de l'introduction en urgence et mal contrôlée de milliers de tonnes de cette huître japonaise, importée des USA et du Japon avec de nombreuses espèces accompagnatrices et directement immergée sur l'ensemble des sites d'élevage (Blanchard, 1995). La majorité des commensaux disparut, mais quelques uns, dont la crépidule, ont survécu. Il est donc presque certain qu'à Cancale des crépidules furent importées vers 1970 parmi les huîtres creuses cultivées sur les estrans et qu'elle sont à l'origine de la population de la baie.

L'huître plate est une espèce locale, mais sa culture dans la baie est relativement récente. Dès 1964, une concession pour la culture en eau profonde est accordée en baie de Cancale Cette exploitation ne prend réellement son essor qu'en 1972 (Jouan, 1977). On peut supposer qu'à cette date

et progressivement, les crépidules s'installent préférentiellement sur les huîtres en eau profonde, plutôt que sur celles de l'estran qui découvre. A partir de ce foyer, l'espèce qui trouve là un biotope favorable (supports nombreux, phytoplancton dense) va se multiplier, essaimer et se répandre progressivement à l'extérieur des parcs grâce aux courants giratoires qui balaient la baie et à l'activité halieutique importante.

La crépidule ne figure pas dans la liste des espèces benthiques prélevées par Retière (1980) lors de ses échantillonnages dans la zone sud-Chausey en 1975-1976. Elle est par contre mentionnée par Jouan (1977) *"Cette espèce est apparue depuis peu en baie du Mont Saint-Michel et en Rance où elle semble se développer. Certains pêcheurs affirment la rencontrer de plus en plus fréquemment et les dragages effectués cette année (1977) révèlent la présence de nombreux juvéniles"*. Lors d'observations vidéo faites en 1980-81, soit une dizaine d'années après l'introduction de l'espèce, Blanchard *et al.* (1984) soulignent la présence récente de crépidules dans le peuplement de sable envasé situé au milieu d'une ligne Pointe de Champeaux - Pointe du Grouin, avec des densités parfois supérieures à 100 ind./m^2.

Lors d'un échantillonnage systématique en 1984-85, une première cartographie simplifiée de la crépidule ainsi qu'une première évaluation quantitative avaient été réalisées (Quiniou et Blanchard, 1987). Dans la zone sud-Chausey, 64 stations de bennes (2 x 0,25 m^2 par station) étaient réalisées selon un échantillonnage stratifié d'après la répartition des strates biosédimentaires de Retière (1980). La biomasse ainsi calculée était d'environ 84 000 tonnes de crépidules vivantes pour le secteur sud-Chausey. La distribution (fig. 4) était schématiquement déjà caractérisée par la présence de 4 zones dont une de densité nulle au centre de la baie, une de densité très faible encadrant une bande littorale à la densité plus élevée, mais toutefois inférieure à 500 ind /m^2. Les populations les plus denses étaient relevées aux abords de Cancale. Les estrans n'étaient pas pris en compte dans cet échantillonnage. En 1993, une estimation par dragage était réalisée au niveau des parcs en eau profonde. L'évaluation faisait état de 96 000 tonnes de crépidules sur 65 km^2 (Blanchard et Youenou, 1993).

Les 84 000 tonnes estimées il y a dix ans sont à rapprocher des 160 000 tonnes calculées aujourd'hui. Si les deux méthodes d'échantillonnage sont légèrement différentes, les deux chiffres témoignent quand même d'une évolution certaine de la biomasse qui a presque doublé. L'observation actuelle de fortes concentrations au large de Granville est le signe du développement des populations observées il y a dix ans. Une analyse de l'histogramme de taille faite sur un prélèvement d'août 1997, prélevé face à la pointe de Champeaux (station 34), montre que le recrutement de l'année 1997 est très important puisqu'il représente 53% de l'effectif total. Les individus y présentent une croissance rapide et les chaînes sont relativement courtes, ce qui traduit une population en pleine expansion. Aujourd'hui, la population de la baie de Cancale, la plus ancienne, présente les concentrations maxima sur quelques dizaines d'hectares et s'étend régulièrement vers l'Ouest et le Nord. Des biomasses records de 20 kg/m^2 (poids total frais) y ont été mesurées en 1997, à partir de prélèvements réalisés en plongée aux abords des parcs ostréicoles.

La biomasse estimée ne correspond qu'à la surface couverte par le sonar latéral au cours des campagnes mentionnées (cf carte). D'autres observations ont permis de constater ponctuellement la présence de crépidules en échouage en divers secteurs du proche infralittoral: sur l'estran de Cancale, devant les bouchots et à l'intérieur de ceux-çi (Cariguel, 1994), dans le massif des Hermelles (Kirchmann, 1998), et sur les estrans du Cotentin (obs. pers.), où leur présence témoigne de petites populations installées aux abords immédiats de la côte. La biomasse de ces diverses populations peut être évaluée à quelques milliers de tonnes.

La prolifération semble régulière sur l'ensemble du littoral sud du golfe normand-breton. En comparant l'évolution de l'espèce dans les deux baies de Saint-Brieuc et de Cancale, on peut observer qu'elle est relativement synchrone. L'apparition y date de la fin des années 60, début des années 70, d'après les ostréiculteurs eux-mêmes, quand des lots contaminés d'huîtres, venant de la côte atlantique, ont été immergés directement sur parcs, les uns à Binic, les autres à Cancale. Ces deux sites présentent de nombreux facteurs communs (exposition géographique, courants giratoires,

profondeur, activités halieutiques et ostréicoles, etc...) qui permettent de retracer une évolution identique à partir de ces deux foyers. L'espèce s'est développée dans ces zones abritées, puis a essaimé progressivement vers le large par le jeu des courants et de l'activité de dragage. L'analyse de la répartition fine des crépidules, acquise depuis quelques années sur ce littoral de plusieurs centaines de kilomètres, devrait nous permettre prochainement de mieux appréhender son évolution par la modélisation.

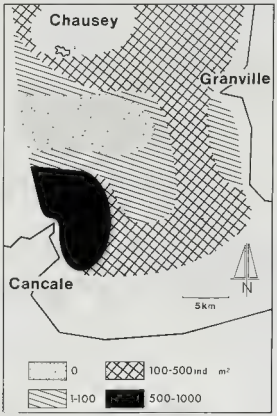

Figure 4. Cartographie simplifiée de la crépidule en sud-Chausey, en 1985 (d'après Quiniou & Blanchard, 1987).

CONCLUSIONS

En trente ans, la crépidule est devenue l'espèce la plus dense du macrobenthos dans le golfe normand-breton (Noel *et al.*, 1995) ; Sa biomasse atteint des records pour une espèce de la macrofaune De Bréhat à Granville, l'espèce occupe largement les deux baies de Saint-Brieuc et de Cancale et les relie par une bande côtière d'une vingtaine de kilomètres de large. Sur ce littoral, la population totale est estimée à 400 000 tonnes. Le présent travail démontre que son évolution s'intensifie en baie du Mont Saint-Michel. L'augmentation de l'emprise géographique de ce filtreur et de sa densité est une menace sur la biodiversité du milieu et sur la charge nutritive disponible. La gêne provoquée sur les activités halieutiques et conchylicoles s'accroît. De plus, la présence de concentrations importantes entraîne des modifications sédimentaires par apports de débris coquilliers, envasement et exhaussement (Ehrhold *et al.*, 1998) ce qui modifie en retour la composition des peuplements benthiques naturels.

En l'absence d'intervention, cette évolution semble irréversible. Pour lutter contre elle, il serait au minimum souhaitable d'éviter la remise à l'eau des crépidules récoltées par dragage en les ramenant à terre systématiquement. Actuellement deux projets se font jour pour récolter et valoriser la crépidule en baie du Mont Saint-Michel : Le premier prend en compte l'ensemble de la côte Nord-

Bretagne dans une perspective industrielle agro-alimentaire, le deuxième est axé sur le nettoyage des parcs de Cancale et utilise la crépidule à des fins culinaires. On peut espérer que dans un tout proche avenir ces deux projets complémentaires soient opérationnels et permettent de freiner la prolifération dans la baie.

Les auteurs remercient les personnels navigants des N/O "Thalia", "Côte d'Aquitaine" et "Côtes de Normandie", toutes les personnes qui ont participé aux travaux en mer, et E. Houlgatte pour le dépouillement d'une partie des sonogrammes.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Auby I., Labourg J.P. et de Montaudouin X., 1995. *Ressources biologiques exploitables*. Rapport, Université de Bordeaux - COBM pour le SMVM du Bassin d'Arcachon.

Blanchard M., 1995. Origine et état de la population de *Crepidula fornicata* (Gastropoda prosobranchia) sur le littoral français. *Haliotis*, **24** : 75-86.

Blanchard M., 1997a. Spread of the slipper limpet (*Crepidula fornicata*) in Europe. Current state and consequences. *Scientia Marina*, **61** (sup 2) : 109-118.

Blanchard M., 1997b. Repartition et evaluation quantitative de la crepidule (*Crepidula fornicata*) entre le cap Frehel et le Mont Saint Michel. Rapport de contrat Region Bretagne. 39 p. + annexes + 2 cartes hors texte.

Blanchard M., Rivain V. et Retière C., 1984. Le Benthos subtidal *in* Etude écologique d'avant projet du site marémoteur du golfe normano-breton. Rapport Ifremer-dero el - M.N.H.N.-Dinard : 75p.

Blanchard M., Berthou P. et Youenou G., 1986. Les peuplements de sables grossiers in *Etude regionale integree du Golfe Normano-Breton*. Rapport Ifremer-dero/86.27 T.3 : 17-50.

Blanchard M. et Youenou G., 1993. Evaluation quantitative de la crépidule (*Crepidula fornicata*) en baie de Cancale. Rapport interne Ifremer-del 93.20 : 13p.+ annexes.

Carriguel M., 1994. Cartographie, évaluation et bilan trophique de la population de crepidules (*Crepidula fornicata*) en baie de Cancale. Mémoire DESS, Caen, 52p.

Chauvaud L., 1998. La coquille St Jacques en rade de Brest : un modèle biologique d'etude des réponses de la faune benthique aux fluctuations de l'environnement. These, Universite de Bretagne Occidentale, Brest. 265p.

Ehrhold A., 1999. Dynamique de comblement d'un bassin sédimentaire soumis à un régime mégatidal ; exemple de la baie du Mont Saint-Michel. Thèse, Université de Caen.

Ehrhold A., Blanchard M., Auffret J.P. et Garlan T., 1998. Conséquences de la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) sur l'évolution sédimentaire de la baie du Mont Saint-Michel (Manche, France). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, Paris, **327**: 583-588.

Frontier S., 1983. Stratégie d'échantillonnage en écologie. PUL collection d'écologie 17. Masson éd. 494p.

Gasquet R., 1997. Historique et évolution de la conchyliculture dans la baie du Mont Saint- Michel. Mémoire, Institut National Agronomique Paris-Grignon. 123p.

Hamon D. et Blanchard M., 1994. Etat de la prolifération de la crepidule (*Crepidula fornicata*) en baie de St Brieuc. Rapport Ifremer-del 94-14 : 29p.

Houlgatte E., 1996. Répartition des sédiments marins superficiels et de la crépidule. 1) du cap Frehel aux abords de St Malo, 2) des abords de St Malo à la baie du Mont Saint Michel. Rapport de contrat Ifremer 95 2 431139 del.

Jouan G., 1977. Etude des conditions de developpement de l'ostreiculture en eau profonde en baie du Mont Saint-Michel. Rapport ISTPM - Centre Regional d'Études Biologiques et Sociales, 35p.

Kirchmann M., 1998. Le banc des hermelles (*Sabellaria alveolata*) et la pullulation de la crépidule (*Crepidula fornicata*) en baie du Mont Saint-Michel. Mémoire DEA Orléans : 39p.

Le Gall P., 1980. Etude expérimentale de l'association en chaîne et de son influence sur la croissance et la sexualité chez la crépidule *Crepidula fornicata*. Thèse, Université de Caen: 251p.+ annexes.

Manach N., 1995. La biodéposition de la crépidule (*Crepidula fornicata*). Impact sur l'écosysteme de la rade de Brest. Rapport Ifremer-del 95.15 : 38p. + annexes.

Noel P., Blanchard M. et Berthou P., 1995. Cartographie des principaux mollusques filtreurs du golfe normano-breton. Rapport Ifremer-drv.rh et del 95 11 : 31p. + annexes.

Pichot-Louvet J., 1982. Les huîtres de Cancale. Les amis des bisquines et du vieux Cancale ed. 226p.

Quiniou F. et Blanchard M., 1987. Etat de la prolifération de la crépidule (*Crepidula fornicata*) dans le secteur de Granville (golfe normano-breton). *Haliotis*, **16** : 513-526.

Retiere C., 1980. Contribution à la connaissance des peuplements benthiques du golfe normanno-breton. Thèse, Université de Rennes. 431 p.

Sauriau P.G., 1995. Cartographie des colonies de crépidules (*Crepidula fornicata*) dans le bassin de Marennes-Oléron. Rapport de contrat pour le Conseil Général de Charente Maritime.

Sauriau P.G., Pichocki-Seyfried C., Walker P., de Montaudouin X., Palud C., et Héral M., 1998. *Crepidula fornicata* L. (mollusque gastéropode) en baie de Marennes-Oleron : cartographie des fonds par sonar à balayage lateral et estimation des stocks. *Oceanologica Acta*, **21**(2) : 353-362.

La bioaccumulation de métaux chez le vénéridé *Ruditapes decussatus* (L.) récolté sur le littoral tunisien

Najoua TRIGUI EL MENIF[1], *Marcel LE PENNEC*[2], *Fadhila MAAMOURI*[3] *et Khaled MEDHIOUB*[4]

RÉSUMÉ

La bioaccumulation en métaux traces dans les tissus de la palourde *Ruditapes decussatus* a été évaluée sur des individus récoltés sur le littoral tunisien. Les sites, choisis en fonction de leur importance conchylicole et/ou industrielle sont. Menzel Jemil, le port de pêche de Sfax, Gargour, La Skhira et Ajim. Les résultats obtenus montrent que la bioaccumulation en Zn et Cu est pratiquement la même chez les individus des divers sites. Pour les autres métaux, il existe une différence significative. Les teneurs les plus élevées en Al et Cd sont enregistrées dans les stations de la région de Sfax, tandis que pour As, c'est à Menzel Jemil que nous relevons les plus hautes valeurs. Une comparaison réalisée avec *Ruditapes philippinarum* prélevé sur les côtes atlantiques bretonnes (rade de Brest et golfe du Morbihan) montre une bioaccumulation moindre pour tous les métaux exceptée pour Fe et Mn pour les palourdes bretonnes.

ABSTRACT

Metal accumulation in the venerid *Ruditapes decussatus* collected on the Tunisian coast

Metal accumulation in the tissues of the european clam *Ruditapes decussatus* was evaluated in various tunisian littoral sites. These sites: Menzel Jemil, fishing harbour of Sfax, Gargour, La Skira and Ajim were choosen according to their importance for marine farming or industry. Results obtained showed that accumulation of Zn and Cu is similar in the tissues of clams originating from various sites. However, for the other metals, there are significant differences. High values in Al and Cd are recorded in the stations of Sfax region whilst for As higher concentrations are found in clams inhabiting Menzel Jemil. Comparaison with the manila clam *Ruditapes philippinarum* collected on the Atlantic coast of Brittany (bay of Brest, gulf of Morbihan) revealed that these atlantic clams are less contaminated than tunisian clams, except for Fe and Mn

INTRODUCTION

La situation géographique de la Tunisie sur les deux bassins de la Méditerranée favorise sa vocation de pays maritime et privilégie l'activité de pêche. Cependant, depuis quelques décennies, le littoral tunisien et, en particulier la côte est, se trouve confronté à une surexploitation des

[1] Université du Sud, Faculté des Sciences de Sfax, Département de Biologie, Laboratoire de Biologie Animale, Route de la Soukra, 3.5 km, Sfax, Tunisie

[2] Institut Universitaire Européen de la Mer, Université de Bretagne Occidentale, Site Technopole Brest Iroise, F-29280 Plouzané, France

[3] Université du Nord, Faculté des Sciences de Tunis, Département de Biologie, Laboratoire de Parasitologie, Campus Universitaire, Tunis, Tunisie.

[4] Université du Sud, Ecole Nationale des Ingénieurs de Sfax, Laboratoire Régional des Sciences de l'Environnement, Route de la Soukra 3.5 km, Sfax, Tunisie

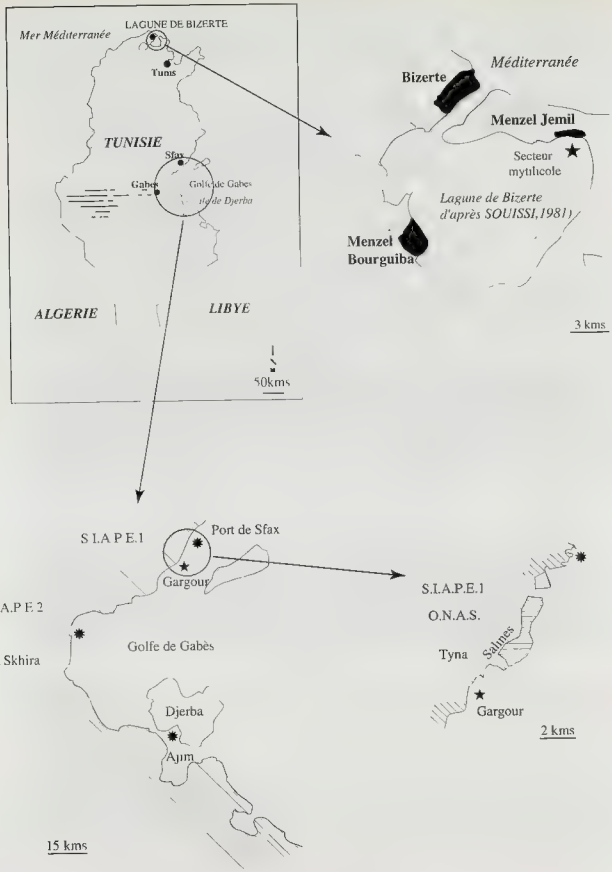

Figure 1. Localisation des cinq stations de prélèvements de *Ruditapes decussatus* sur le littoral tunisien.

ressources et à la pollution d'origine anthropique. En effet, 12%, au moins des 10000 entreprises industrielles officiellement enregistrées, identifiées comme fortement polluantes sont concentrées à Tunis, Bizerte, Sousse Mahdia, Sfax, Gabès et Gafsa (Anonyme, 1994) Mais, de toutes les régions menacées, le littoral du golfe de Gabès est certainement le plus exposé. En effet, l'absence de cours d'eau permanents et l'insuffisance du nombre de stations d'épuration dans les villes du sud tunisien font que les nappes phréatiques côtières demeurent le réceptacle et le moyen de transfert des polluants vers le domaine marin Ainsi pour la ville de Sfax, les 2/3 des eaux usées (35000 m3/j) transitent par la nappe phréatique (Bouzid *et al.*, 1993).

La prolifération, le long des côtes urbanisées, de macroalgues comme *Cladophora et Enteromorpha* serait dûe à un apport massif de matière organique (Medhioub, 1981). Les travaux de Sarbaji (1991) ont confirmé la contamination des eaux interstitielles et des sédiments récupérés à marée basse au niveau de la zone de transition. De même Ballivy et Rouis (1988) ont montré que le stockage du phosphogypse sur certaines régions du littoral du golfe de Gabès (Sfax et Skhira) a entraîné une forte acidité de la nappe phréatique qui s'étend sur une distance allant jusqu'à 600 m à l'aval du stock de phosphogypse, avec des concentrations élevées en orthophosphate, en fluor, en cadmium, en zinc et en cuivre.

La pollution constitue donc un risque sérieux tant pour les réserves halieutiques que pour certains mollusques vivant dans la zone intertidale comme la palourde *Ruditapes decussatus*. La survie de ces animaux dans ces milieux dépend de leur capacité à maintenir constante la concentration interne en éléments ou bien à accumuler ces éléments sous forme non toxiques. En effet, la toxicité d'un métal est liée à sa forte teneur ou à sa forme chimique (Dallinger et Raimbow, 1992). Certains métaux comme le cadmium, le strontium et l'arsenic sont connus pour être toxiques, mais également le fer, zinc, cuivre et magnésium lorsque la teneur dépasse un certain seuil.

Cette situation nous a incité à étudier la variation de la bioaccumulation de certains métaux dans les tissus de la palourde, surtout, qu'aucune étude sur les bivalves en Tunisie n'a été effectuée jusqu'à présent à cet effet. Les stations de prélèvement sont choisies en fonction de leur importance conchylicole et/ou industrielle, la palourde étant une des espèces cibles retenues dans le plan directeur d'aménagement de l'aquaculture tunisienne (Trigui El Ménif, 1995).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Quatre prélèvements de palourdes d'une taille comprise entre 30 et 35 mm ont été effectués de novembre 1993 à novembre 1994 dans cinq stations du littoral tunisien (fig. 1):

* P, au port de pêche de Sfax, à 3 km au nord de l'usine de production de phosphates (SIAPE1)
* G, à Gargour, à 10 km au sud de la SIAPE 1.
* S, à La Skhira, port d'exportation de pétrole et de phosphate, situé à proximité de la SIAPE II.
* A, à Ajim situé sur le flanc sud ouest de l'île de Djerba.
* M, à Menzel Jemil, situé sur le flanc est de la lagune de Bizerte.

Par ailleurs, au début du mois de juin 1994, nous avons pu nous procurer un échantillon de palourde japonaise *R. philippinarum* de deux secteurs français situés sur la côte atlantique bretonne: la rade de Brest et le golfe du Morbihan.

Une fois au laboratoire, les tissus des palourdes sont séchés à l'étuve à 60°C jusqu'au poids constant, broyés puis minéralisés selon la méthode décrite par Araguchi *et al.* (1988). Un volume de 8 ml d'acide nitrique est versé progressivement dans 1 g de matière sèche, cette opération est effectuée sur plaque chauffante réglée à 120°C. Par la suite et à froid, on ajoute 2 ml/g de matière sèche d'acide perchlorique, dont le rôle est de minéraliser toute trace de matière organique qui ne l'a pas été par l'acide nitrique. Ainsi, les échantillons séjournent au moins 12 heures à la température de 120°C. Puis on élève la température à 200°C jusqu'à évaporation totale de l'acide nitrique restant. Cette phase est reconnue par la formation d'une fumée blanche. Le volume dans ce cas est réduit à environ 300 à 600 µl. A ce moment, et selon la quantité de matière sèche utilisée, on procède à des

dilutions différentes par l'eau désionisée. Les solutions obtenues, après filtration, sont passées au spectrophotomètre d'émission plasma (ICP-AES) en vue de déterminer les teneurs en un certain nombre de métaux traces: aluminium, arsenic, cadmium, chrome, cuivre, fer, manganèse, nickel, strontium et zinc. Des solutions étalons et témoins ont été préparées et passées au spectrophotomètre avant chaque analyse afin de détecter d'éventuelles contaminations possibles.

RÉSULTATS

Analyse de la variabilité de la bioaccumulation

Le test F de Fisher (tableau 1) montre une différence significative au seuil 0,05 - 0,01 pour toutes les variables à l'exception du cuivre et du zinc pour lesquels la bioaccumulation semble être pratiquement la même dans toutes les stations.

Tableau 1 Valeurs moyennes (x) des variables (Var), en µg/g de matière sèche (MS), écarts types (s), et de F calculées (Fcal) pour les cinq stations

Var	x	s	Fcal	Ftab: 0.05 = 2,62 0.01 = 3,90
Al	273,32	102,12	5,95	S
As	10,17	3,85	67,99	S
Cd	0,70	0,36	9,45	S
Cr	0,95	0,45	30,65	S
Cu	13,46	11,79	1,04	NS
Fe	230,89	77,61	5,17	S
Mn	3,15	0,63	9,08	S
Ni	1,28	0,94	5,39	S
Sr	12,92	6,54	13,77	S
Zn	29,97	16,55	2,52	NS

Comparaison des moyennes entre stations

Le tableau 2 montre que la teneur moyenne en métaux traces enregistrée est pour la plupart des éléments différente d'une station à une autre. Une comparaison multiple des moyennes pour l'ensemble des variables a été analysée par le test de Duncan.

Les résultats (fig. 2) révèlent des groupes de populations chevauchantes ou distinctes.

Pour l'aluminium et le cadmium, les résultats montrent une variation dans les teneurs entre les secteurs nord et sud. Les palourdes de la région de Sfax accumulent le plus ces éléments traces. L'analyse des moyennes pour le cas du cadmium montre que les palourdes de Menzel Jemil et d'Ajim renferment pratiquement la même teneur. Celle-ci est significativement inférieure à celle enregistrée dans les tissus des palourdes des trois stations de la région de Sfax. Toutefois, pour ces trois dernières stations, les valeurs obtenues révèlent que les palourdes du port de pêche de Sfax accumulent du cadmium à un taux pratiquement identique à celui enregistré dans celles de La Skhira et de Gargour.

L'analyse des moyennes montre que les individus de Menzel Jemil et d'Ajim contiennent pratiquement la même teneur en métaux. Celle-ci est significativement inférieure à celle enregistrée dans les palourdes des trois stations de la région de Sfax. Toutefois, pour ces trois dernières stations,

nous assistons à un chevauchement qui révèle que les palourdes du port de pêche de Sfax accumulent du cadmium à un taux pratiquement identique à celui enregistré dans celles de La Skhira et de Gargour.

Les individus de Menzel Jemil et de Gargour possèdent plus d'As que ceux des trois autres stations. Le test de Duncan montre une différence significative d'une part, entre les valeurs relevées à Menzel Jemil et à Gargour et celles obtenues au port de pêche de Sfax, de La Skhira et d'Ajim et, d'autre part, entre celles enregistrées dans la station du port avec celles de La Skhira et d'Ajim.

Concernant Cr, deux groupements sont révélés par la figure 2. Les palourdes de la Skhira accumulent plus que celles des autres stations où les teneurs sont comparables comme le confirme le test de Duncan En revanche ce sont les palourdes de Menzel Jemil qui possèdent le plus le Mn alors que dans les autres stations les teneurs sont identiques et pour Ni les teneurs sont égales dans les palourdes de toutes les stations sauf à Ajim où les taux sont plus élevés.

Vis à vis du fer, les palourdes de Menzel Jemil, du port de pêche de Sfax et d'Ajim, accumulent peu le fer et constituent un groupement par rapport à un deuxième lot où sont rassemblées celles de la Skhira et Gargour. Enfin pour le strontium il apparaît un groupement indépendant constitué par les palourdes de Gargour et Menzel Jemil qui renferment moins ce métal que celles des autres stations.

Tableau 2. Valeurs moyennes de la teneur en métaux traces (en µg/g de MS) dans les tissus de *Ruditapes decussatus* prélevé dans différentes stations du littoral tunisien et de *Ruditapes philippinarum* prélevé en Bretagne.

Stations		Ajim	Skhira	Gargour	Port de Sfax	Menzel Jemil	Rade de Brest	Golfe du Morbihan
variable	Moyenne Ecart type							
Al	M	149,4	328,3	358,2	316,9	214	323	471
	s	56,1	149	160	107	30,8	13,9	129
As	M	0,14	0,47	14,7	5,58	23,3	0	0
	s	0,18	0,95	10	2,67	17,7	0	0
Cd	M	0,42	1,18	0,78	0,92	0,19	0	0
	s	0,42	1,44	0,43	0,4	0,19	0	0
Cr	M	0,67	2,53	0,52	0,63	0,42	0	0
	S	0,55	4,14	0,53	0,51	0,32	0	0
Cu	M	13,2	17,5	17,8	10,7	8,04	5,88	4,76
	s	15,8	29,9	30,1	8,23	8,77	0,26	0,58
Fe	M	156,2	314,5	272,1	200,3	211,5	543	327
	s	20,9	152	107	101	32,9	7,07	27,6
Mn	M	2,84	3,25	2,72	2,69	4,28	6,85	5,5
	s	0,3	1,11	0,77	0,99	1,38	0,09	0,85
Ni	M	2,57	0,68	1,02	1,41	0,72	2,77	1
	s	1,49	0,45	1,07	2,63	0,66	1,4	0,98
Sr	M	25,96	29,69	12,5	21,71	9,71	24,5	20,2
	s	11	17,9	9,09	3,69	4,02	0,14	2,25
Zn	M	36,39	35,4	38,29	20,1	19,6	12,2	8,13
	s	36,8	40,5	50,5	15	15,5	0,71	1,5

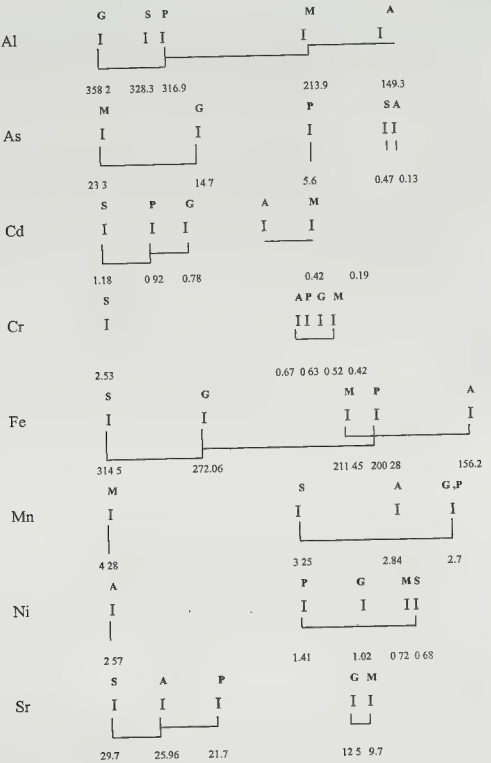

Figure 2. Comparaison de la teneur moyenne en métaux dans les tissus de *R. decussatus* prélevé dans les cinq stations.

Matrice des corrélations

Le tableau 3 montre des corrélations positives au seuil de 5% entre le chrome et le cuivre, entre le zinc et le chrome, entre l'aluminium et le chrome et entre le fer et le manganèse. Des corrélations au seuil de 2% sont observées entre l'aluminium et le fer avec le cadmium et entre le cuivre et le chrome

Des corrélations au seuil de 1% sont relevées entre l'aluminium et le chrome avec le fer, entre le chrome et le strontium et surtout entre le cuivre et le zinc.

Les corrélations négatives, assez élevées, sont observées entre l'arsenic et le cuivre, le zinc et le strontium.

Tableau 3. Matrice des corrélations entre les variables (*, au seuil de 5% ;** de 2% ; *** de 1%)

	Al	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Sr	Zn
Al	1									
As	0,12	1								
Cd	0,46*	-0,13	1							
Cr	0,31	-0,13	0,4	1						
Cu	-0,07	-0,41	-0,02	0,52**	1					
Fe	0,8***	0,09	0,43*	0,7***	0,18	1				
Mn	0,24	0,29	0,004	0,22	-0,09	0,35	1			
Ni	0,12	-0,06	-0,23	-0,14	-0,27	0,09	-0,08	1		
Sr	0,02	-0,39	0,34	0,7***	0,24	0,36	-0,25	0,11	1	
Zn	-0,05	-0,31	-0,1	0,4	0,93***	0,17	-0,11	-0,07	0,18	-

DISCUSSION

La comparaison des moyennes entre stations nous a permis de faire les constatations suivantes.

L'accumulation du zinc et du cuivre par *R. decussatus* est pratiquement la même dans toutes les stations étudiées. Ce qui ne signifie pas nécessairement que la teneur en ces éléments est la même dans les différents milieux. Dans le lac de Bizerte, les rejets de la sidérurgie, principale industrie de la région, contiennent surtout du zinc, métal utilisé pour la galvanisation des pylônes électriques. Ces rejets déversés au sud ouest du lac, dans une zone assez éloignée de la station de prélèvement, sont probablement ramenés vers le secteur est par les vents dominants, soufflant pratiquement toute l'année (6-8 m/s) et venant généralement du secteur ouest (Souissi, 1981). Signalons également qu'une usine de teinturerie déverse ses rejets non loin des zones de collecte des bivalves. Ces colorants contiennent du zinc et aussi de l'arsenic (Aissa, 1991). Ceci pourrait expliquer la teneur relativement élevée en arsenic dans les tissus des palourdes de Menzel Jemil.

Il est donc vraisemblable que les eaux du lac, surtout celles bordant le littoral est sont chargées en zinc et en arsenic plus que celles des autres sites. Seulement, la présence d'arsenic accumulé par la palourde à Menzel Jemil pourrait être la cause directe de l'inhibition de l'accumulation du zinc. Cette hypothèse peut être émise à la vue de la corrélation négative qui existe entre ces deux métaux. Ce phénomène est observé également entre l'arsenic et le cuivre étant donné que le zinc et le cuivre, comme nous l'avons constaté, sont corrélés positivement.

L'accumulation en strontium évolue pour les cinq stations étudiées en sens inverse de celle de l'arsenic. Ainsi, plus la palourde accumule l'arsenic, moins elle le fait pour le strontium. A lecture de la figure 2, nous constatons en effet que les deux stations dans lesquelles nous avons enregistré le taux d'accumulation en arsenic le plus élevé, sont celles où nous avons relevé le taux d'accumulation de strontium le moins élevé.

S'agissant du cadmium, le taux d'accumulation le plus élevé est relevé dans les stations proches des zones industrielles et notamment des sites où sont installées les usines de traitement des phosphatès: La Skhira, le port de pêche de Sfax et Gargour.

Les études de Zairi et Rouis (1993) ont montré que le phosphogypse issu de l'Unité phosphorique de l'usine contient des métaux dans les proportions suivantes: Zn: 31,5 10^{-3} %; Cd: 3,98.10^{-3} %; Hg 1,45.10^{-3} %, Ni: 1,45.10^{-3} %; Fe: 5,84.10^{-3} %; Cu: 0,59.10^{-3} %; Mo: 0,5.10^{-3} %; Co 0,76.10^{-3} %. Ces dernières proportions confirment nos résultats concernant le taux d'accumulation relativement élevé, surtout dans les deux stations situées à proximité des unités de production de phosphate (port de pêche de Sfax et La Skhira). Pour ces deux usines, le phosphogypse est stocké à l'air libre sous forme de tabia (sorte de talus) à proximité immédiate de la plage. Ce procédé de stockage n'empêche pas le déplacement d'une certaine quantité de phosphogypse par le vent et/ou par les précipitations et la nappe phréatique, à l'origine de la contamination des palourdes

La corrélation positive entre le cadmium et le fer (r= 0,431), explique à notre avis la teneur assez élevée en fer dans les bivalves des trois stations de la région de Sfax, surtout que le milieu contient ces deux métaux provenant de diverses activités industrielles. Entre ces trois même stations, nous constatons que pour certains métaux: Cd, Fe, Mn, Sr et Zn, la teneur est plus élevée à La Skhira que dans les deux autres stations. Ceci pourrait s'expliquer par l'effet des courants marins généraux qui, longeant la côte du nord au sud, peuvent, lors de leur passage au large de la zone industrielle s'enrichir en un certain nombre de métaux déversés dans la plaine littorale. L'installation relativement récente de la SIAPE II à La Skhira ne peut pas, à elle seule, expliquer les teneurs relevées.

Les études menées par Sarbaji (1991) sur le littoral sud de la région de Sfax ont montré que l'hydrodynamisme côtier s'individualise par la dominance des courants nord-sud La répartition géochimique retrace l'effet d'une composante resultante qui contribue à la déviation et à l'acheminement des effluents vers le sud-sud-est parallèle à la côte. Cette configuration indique ainsi que dans la région de Sfax, la pollution tellurique, diffusée par les courants de surface, persiste très souvent et reste localisée particulièrement le long de la zone côtière.

Afin de comparer les teneurs en métaux traces présents chez diverses espèces de bivalves, en Tunisie et dans d'autres secteurs de la Méditerranée et de l'Atlantique, nous présentons les données dont nous disposons dans le tableau comparatif 4 Pour ce qui est des Veneridae, nous constatons que les valeurs enregistrées en Tunisie sont, pour certains métaux, supérieures aux valeurs relevées en France par Ben Hadj (1992), alors quelles sont inférieures à ces dernières pour d'autres métaux. A titre d'exemple, dans la région de Pen bé (Bretagne), cet auteur note que l'accumulation augmente généralement avec la taille de l'individu. En effet, pour des individus de l'ordre de 35 mm, les teneurs enregistrées sont comparables pour le cas du fer. Pour ce qui est du zinc et du manganèse, nous constatons une teneur plus élevée à Pen bé Cependant, pour le cuivre, les valeurs enregistrées en Tunisie sont plus élevées, et ce dans toutes les stations étudiées. Quant au cadmium, l'accumulation est pratiquement la même à Pen bé et à La Skhira Chez *Venus verrucosa*, Sidoumou *et al.* (1993) notent des variations dans la teneur d'un certain nombre de métaux traces. En effet, les individus prélevés à Port - Vendres (côte française du Roussillon), ont une teneur plus élevée en cuivre et en zinc que ceux du port de pêche de Sfax Pour ce qui est du cadmium et du manganèse, les palourdes du port de pêche de Sfax accumulent plus que les praires de Port -Vendres. Quant au fer, la teneur est pratiquement la même quelque soit le site étudié.

En comparant les valeurs enregistrées par Sidoumou *et al* (1993) et celles des stations tunisiennes, nous constatons qu'elles ne sont similaires que pour le fer. En ce qui concerne le cadmium, le manganèse et le zinc, l'accumulation enregistrée sur la côte atlantique est supérieure à celle du littoral tunisien. Il faut dire que le comportement du bivalve envers tel ou tel métal est différent d'une espèce à une autre. C'est ce qui ressort des constatations de Vassiliki et Florou (1984) qui ont travaillé sur *Ostrea edulis* et sur *Arca sp* prélevés dans le golfe de Géras (Grèce). Ils ont en effet remarqué que le cadmium est beaucoup plus accumulé chez *Ostrea edulis* que chez *Arca sp*, alors que c'est l'inverse pour le chrome.

Ainsi, les valeurs de la teneur moyenne en métaux traces entre stations nous permettent de constater que la station d'Ajim est la moins polluée, puisque c'est dans ce site que les teneurs en métaux traces chez les bivalves sont généralement les moins élevées. Par contre, les palourdes de la région de Sfax sont les plus contaminées.

Tableau 4. Teneurs en métaux traces (exprimé en µg/g de MS) dans les tissus de bivalves prélevés dans quelques secteurs de la Méditerranée et de l'Atlantique.

Références	Pays	Espèce	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Zn
Asso (1984)	Algérie (baie d'Alger)	*Perna perna*	1,08		12,58		8.07		177,6
Niane *et al.* (1984)	Sénégal	*Crassostrea gasar*	0,83		3,04				615,3
Vasselliki *et al.* (1984)	Grèce (Golfe de Géras)	*Ostrea edulis*	2,8	15,8	5,1			5,8	
		Arca sp	1,4	135,8	5,1			4,2	
Roméo (1991)	France	*Mytilus sp*	0,85						140
Ben Hadj (1992)	France Pen-bé (Bretagne)	*Rudiatapes philippinarum*	1,22		5,65	333,5	9,5		77,35
Sidoumou *et al.* (1993)	France Port-Vendres	*Venus verrucosa*	0,5±0.1		14,4±6	194±51	3,5±1.3		67±22
	Mauritanie	*Venus verrucosa*	3,2±1		6,3±1,7	245±63	6,4±1,8		58±8

Tableau 5 Normes nationales et internationales de quelques métaux exprimées en µg/g de chair pour les invertébrés marins

Références	As	Cd	Cu	Zn
Normes Nationales tunisiennes 1983 (invertébrés marins)	5	2	100	100
Kakula *et al.*, 1987; seuil OMS (organismes marins)	-	2	30	1000
Teneur enregistrée en Tunisie (µg/g de MS)				
Ajim	0,137	0,42	13,24	36,4
Région de Sfax	6,9	0,96	15,3	31,16
Menzel Jemil	23,3	0,19	8,04	19,6

Si nous prenons en considération quelques normes nationales et internationales (tableau 5), nous constatons que les bivalves de la région de Sfax présentent des teneurs en certains métaux supérieures aux taux maximum tolérés par les normes. Cependant et paradoxalement, un métal peut perdre sa toxicité alors que sa teneur globale s'élève (Martoja et Martoja, 1984). En effet, ces derniers auteurs ont constaté que le Murex (gastéropode marin) peut concentrer un million de fois le cadmium d'eau de

mer (qui en est particulièrement pauvre), et il l'accumule sous au moins trois formes chimiques distinctes. Cette accumulation n'est certainement pas due, d'après ces auteurs, à la pollution mais plutôt à un processus physiologique qui nous échappe encore. Par conséquent, à notre avis il est utile d'approfondir davantage les recherches et de poursuivre les analyses sur des échantillons récoltés mensuellement en vue d'avoir une idée sur les variations du domaine marin et de distinguer par la suite les formes nocives de certains métaux accumulés chez les bivalves de celles qui ne le sont pas.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Aissa P., 1991 Ecologie des nématodes libres de la lagune de Bizerte Dynamique et biocenotique Thèse de Doctorat d'Etat, Université Tunis II, Faculté des Sciences de Tunis. 370p.

Anonyme, 1994 Stratégie environnementale pour le Moyen-Orient et l'Afrique du nord. vers un développement durable. *Résumé d'un document de la Banque mondiale*. p. 27.

Araguchi H, Morita M, Keichiro F, Kibota M, Miazaki A., Furika N. et Hakko-Benseki H. 1988 ICP, méthode d'analyse des irradiations. Association de l'analyse et de la chimie: 1-261.

Asso A., 1984 Etude des teneurs globales en métaux lourds chez la moule *Perna perna* (L) dans la région d'Alger. Variations de ces teneurs en fonction de quelques paramètres biologiques *VII Journées d'étude. Pollution, Lucerne*. C.I.E.S.M. Monaco: 411-415.

Ballivy G. et Rouis J. 1988. Impact du lessivage du phosphogypse sur la nappe de Sfax *Premières journées A.T.G.A (Association tunisienne de géologie appliquée)*, tome I, p. 174-182.

Dallinger R. et Rainbow P.S. 1992. Ecotoxicology of metals in invertebrates. Lewis publishers, 461 p.

El-Menif N., Le Pennec M. et Maamouri F., 1995 Etudes biométriques de la palourde *Ruditapes decussatus* (Linnée, 1758) du littoral tunisien. *CIESM*, 34: p. 27.

Ben Hadj S., 1992 Contribution à l'étude biogéologique des palourdes (*Ruditapes*). Thèse de Doctorat, Université de Nantes: 331 p.

Bouzid J., Sarbaji M., Ammar E. et Medhioub K., 1993. La pollution des nappes phréatiques côtières et son impact sur le domaine marin pp. 135-147 *In* Circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb: 307 (Chowkia, Izdar et Menoui M., eds.) Inoc, Izmir, Turquie.

Kakula S. E., Osibenjo O. et Ajayi S. O., 1987 Trace metal content of fish and shellfishs of the Niger delta area of Nigeria. *Environment International*, 13. 247-251.

Martoja M. and Martoja R., 1984 La bioaccumulation de metaux, processus physiologique normal et conséquence de la pollution. *Courrier du CNRS*, 54: 32-37.

Medhioub K., 1981. Aperçu sur la pollution côtière de la région de Sfax. Acte du premier congrès National des Sciences de la terre. *Annales des Mines et de la Géologie*, 31: 1-10.

Niane B., Diouf A., Willer B., Ndour F., Ciss M. et Ba D., 1984 Surveillance de la pollution par les métaux lourds des huîtres de palétuviers du Sénégal *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, 105-106: 71-78

Romeo M.,1991. Etude comparative dans différents sites de Méditerranée des concentrations en calcium et en metaux traces des branchies de poisson (*Serranus scriba* et *S. cabrilla*) et de la moule (*Mytilus galloprovincialis*) *Océanis*, 17(3): 295

Sarbaji M., 1991 Contribution à l'étude de l'impact des rejets industriels et urbains sur l'environnement marin de la région de Sfax. Essais de traitements. Rapport de D.E.A., Université de Tunis, Faculté des Sciences: 135 p.

Sarbaji M., Ammar E., Bouzid J., Sassadate K. et Medhioub K., 1993. Etude de l'impact des rejets liquides du complexe chimique sur l'environnement marin dans le golfe de Gabès (Tunisie). pp. 157-165 *In*. Circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb: 307 (Chowkia, Izdar et Menoui M., eds.) Inoc, Izmir, Turquie.

Sidoumou Z., Mayif M. A., Romeo M., Gnassia Barel M. et Caruba R., 1993 Comparaison de concentrations en métaux traces de la praire *Venus verrucosa des* côtes atlantique (Mauritanie) et méditerranéenne (France). pp. 149-151 *In* Circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb: 307 (Chowkia, Izdar et Menoui M., eds.) Inoc, Izmir, Turquie.

Soussi N., 1981 Mécanismes de la sédimentation et évolution paléógéographique de la lagune de Bizerte (Tunisie) durant le Quaternaire récent. Thèse de Doctorat de Spécialité, Université de Toulouse. 229p.

Trigui El Menif N., 1995. La palourde *Ruditapes decussatus* (L. 1758) des côtes tunisiennes: Biométrie, reproduction et impact de l'environnement sur la bioaccumulation en métaux traces. Thèse de 3ème cycle, Université de Tunis II.

Vassiliki Cankı A. et Florou H., 1984. Bioaccumulation des metaux Cr, Cd, Ni, et Cu dans le golfe de Geras, île de lesvos, Mer Egée, Grèce (Note préliminaire) *VII Journées d'étude Pollutions, Lucerne, C.I.E.S.M.*: 317-320

Zaïri M. et Rouis M. J. 1993 Le site de stockage du phosphogypse de la SIAPE A de Sfax, modélisation et impact sur l'environnement. *Actes des deuxièmes Journées de Géologie Appliquée:* 259-272.

Bioaccumulation de quelques éléments métalliques chez l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) en élevage dans la lagune de Oualidia (Maroc): Rôle des facteurs écologiques et biologiques

Mohamed CHEGGOUR [1], *Abdelghani CHAFIK* [2], *Hervé TEXIER* [3], *Amina BOUHALLAOUI* [2], *Nadia GHARBI* [4], *Ali BOUMEZZOUGH* [5] *et Jawad ELATTAR* [6]

RÉSUMÉ

Cette étude se propose d'évaluer la contamination métallique des huîtres prélevées dans le parc d élevage le plus important de la lagune de Oualidia Six métaux (Cu, Zn, Cd, Ni, Mn, Fe) sont dosés dans les tissus de *Crassostrea gigas* de mars 1994 à décembre 1995

Les variations saisonnières des teneurs métalliques tissulaires des huîtres paraissent corrélées aux paramètres hydrologiques du milieu, principalement température et salinité ainsi qu'aux processus physiologiques liés au cycle biologique des huîtres L'étude de l organotropisme montre que les branchies et le manteau sont les organes primaires d accumulation métallique. Le rôle de l eau dans le transfert direct des métaux est fondamental Les jeunes huîtres paraissent plus chargées en éléments métalliques que les individus de grande taille.

Le niveau des métaux analysés chez *Crassostrea gigas*, notamment le cadmium, ne paraît pas très élevé et traduit le caractère salubre de la lagune, ce qui incite à protéger davantage ce site ostréicole important

ABSTRACT

Bioaccumulation of some metallic elements by the cultivated oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) in Oualidia lagoon (Morocco): The role of ecological and biological factors

In this study, we evaluated the metallic contamination of oysters collected from the most important oyster bed in Oualidia lagoon. Six metals (Cu, Zn, Cd, Ni, Mn, Fe) were analysed in tissues of *Crassostrea gigas* from march 1994 to december 1995. The seasonal variations of metallic concentrations were correlated to the environmental factors, especially temperature and salinity and to the physiological processes related to the biological cycle of molluscs. Gills and mantle were the most heavily contaminated organs. Water played a fundamental role in metal transfer. The young oysters appeared more contaminated than the old ones.

The levels of the analyzed metals in *C. gigas*, especially cadmium, did not seem very high. Thus, measures of protection of this natural site should be reinforced in order to keep the good quality of its products

---

1 Département de Biologie, Ecole Normale Supérieure, B P S41, Marrakech, Maroc; Auteur pour la correspondance.

2 U R D. Chimie Marine, Institut National de Recherche Halieutique (I.N.R.H.), 2 rue de Tiznit, Casablanca, Maroc.

3 Section de Chimie Marine, Université de Caen , Esplanade de la paix, F-14032, Caen, France.

4 Département de Biologie, Faculté des Sciences et Techniques, Settat, Maroc.

5 Laboratoire d'Ecologie Animale, Département de Biologie, Faculté des Sciences Semlalia, Université Cadi Ayyad, B.P. S15, Marrakech, Maroc.

6 Station du réseau de surveillance de la salubrité du milieu marin, I.N.R.H., Oualidia, Maroc.

INTRODUCTION

La lagune de Oualidia, située sur la côte atlantique marocaine (Figure 1), nettement influencée par les phénomènes de marée et possédant des eaux relativement chaudes et riches en matière organique en suspension, est un site d'élevage de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Elle assure l'approvisionnement d'une grande part du marché régional et national en huîtres fraîches réputées pour leur bonne qualité. La lagune est exposée à des risques de pollution domestique, agricole et à moindre degré industrielle. La commune de Oualidia est une station balnéaire qui connaît, durant la saison d'été, une grande activité touristique. La surveillance et le contrôle de la salubrité de la lagune et de ses huîtres commercialisées s'avèrent nécessaires. Ces dernières sont, en effet, susceptibles de concentrer fortement les métaux à l'état de traces. De ce fait, elles sont employées, à l'image des mollusques filtreurs comme espèces sentinelles de pollution, dans les programmes de surveillance de l'environnement marin (N.A.S., 1980; Porot, 1984; Cossa, 1989; Turgeon *et al.*, 1989; Gottholm & Turgeon, 1992, Langston & Spence, 1995).

Cette étude se propose d'évaluer la contamination métallique des huîtres prélevées dans le parc ostréicole le plus important de la lagune de Oualidia par le dosage de six métaux (Cu, Zn, Cd, Ni, Mn, Fe) dans les tissus de ces mollusques bivalves. Le rôle des paramètres écologiques du milieu et des facteurs biologiques propres à l'espèce, sur la contamination métallique est pris en considération. Cette étude s'intègre dans le programme de l'Institut National de Recherches Halieutiques du Maroc (I.N.R.H.) relatif au contrôle de la pollution chimique sur la côte atlantique marocaine.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Description de la lagune

La lagune de Oualidia est située sur la côte atlantique Marocaine à 130 km au sud de Casablanca (32° 44' 42" Latitude Nord; 9° 2' 50" Longitude Ouest). Longue de 7 km et large de 0,5 km, elle se divise en trois parties (Figure 1). A l'aval, deux passes assurent sa communication permanente avec la mer. Le chenal principal, long de 6 km et large de 0,5 km, serpente au milieu d'un schorre épais auquel se greffent de nombreux chenaux secondaires. A l'amont, une digue munie d'une écluse isole la lagune des marais salants. Les marées dirigent l'hydrodynamique lagunaire. L'approvisionnement en eau douce est quasi absent, sauf en amont où de petites résurgences maintiennent un faible degré de dessalure. L'influence des facteurs climatiques sur la tranche d'eau est importante du fait de sa faible profondeur. A marée basse de vives eaux, celle-ci décroît de l'aval vers l'amont entre 1,80 et 0,20 m.

La lagune est bordée par des cultures maraîchères et céréalières, sur une superficie d'une cinquantaine d'hectares. Le pâturage est aussi une activité courante. La pêche pratiquée dans la lagune et en mer reste traditionnelle et saisonnière. L'activité dominante demeure l'ostréiculture avec l'élevage sur tables, de l'huître creuse *C. gigas* dans 5 parcs répartis le long de la lagune. Par endroits, les riverains exploitent les stocks naturels de palourdes (*Venerupis decussata* L.) en effectuant leur grossissement avant de les commercialiser sur le marché local.

La station d'étude de la contamination métallique (station S2), est située à environ 2 km de la mer (Parc ostréicole P007). A marée basse de vives eaux, sa profondeur est de 0,75 m. L'amplitude maximale du marnage est de 2,20 m. Le sédiment est de type vaso-sableux.

Prélèvements et analyses

Les prélèvements mensuels d'eau en quatre stations (Figure 1) sont effectués dans des flacons en polyéthylène, préalablement lavés et rincés à l'eau distillée. La température, le pH (pH-mètre Piccolo HI 1280) et la salinité (salinomètre YSI Model 33) sont mesurés sur le terrain. L'oxygène dissous est fixé in situ puis dosé au retour au laboratoire selon le protocole de Winkler adapté aux eaux marines (CNEXO, 1983). Les sels nutritifs (nitrates, phosphates) et la chlorophylle a sont dosés par spectrophotométrie, selon la méthodologie décrite par Aminot & Chaussepied (1983).

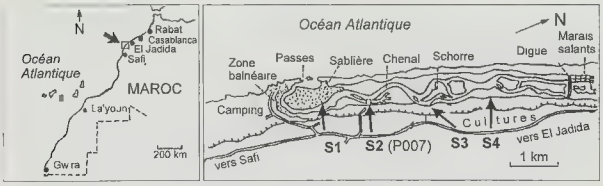

Figure 1. Lagune de Oualidia avec la localisation des stations hydrologiques (S1, S2, S3, S4) et du parc à huîtres (P007).

Une dizaine d'huîtres creuses *Crassostrea gigas* sont prélevées mensuellement de mars 1994 à décembre 1995, au niveau des casiers d élevage dans le parc le plus important de la lagune (parc 007). Elles subissent une purge de 36 heures. Les parties molles sont extraites des coquilles et lavées à l'eau distillée. Elles sont égouttées puis séchées à l'étuve jusqu à poids constant (48 heures à 80°C), avant d'être broyées, homogénéisées puis lyophilisées. La minéralisation d'une prise d'essai de 0,50 g est faite par attaque à l'acide nitrique pur (4 ml p.a Merck) à température ambiante pendant 12 heures puis à 90 °C durant 3 heures. Le minéralisât est complété, après refroidissement, à 50 ml avec de l eau bidistillée. Le dosage des éléments métalliques dans l organisme entier et dans les organes des huîtres (branchies, manteau, viscères et muscles) est réalisé par spectrophotométrie d'absorption atomique (Perkin Elmer 3100) sur les pools constitués de la dizaine d'huîtres. Notre méthode est testée par des dosages métalliques sur un échantillon provenant de L'Agence Internationale à l'Energie Atomique de Monaco (MA-A-2/TM). Les marges d'erreurs ainsi obtenues pour les métaux analysés varient de 4% à 15%.

L'évaluation de l'effet de l'âge sur la bioaccumulation est effectué sur deux groupes: (1) groupe d'individus jeunes de taille comprise entre 55 et 75 mm, ayant un âge d'environ 18 mois; (2) groupes d individus adultes de taille comprise entre 120 et 150 mm, âgés de 3 ans environ. L'étude des variations saisonnières des teneurs métalliques tissulaires est réalisé chez le deuxième groupe. Pour approfondir l'analyse de l effet de la taille sur la bioaccumulartion métallique, les résultats sont exprimés en mg g^{-1} pour les pools constitués de la dizaine d'huîtres mais aussi en mg par individu.

Le traitement statistique des données est réalisé par le programme BIOMÉCO (Biométrie Ecologique) principalement pour le calcul des corrélations entre les métaux d'une part et entre les métaux et les paramètres hydrologiques du milieu d'autre part. En effet, le coefficient de corrélation mesure le degré de liaison entre deux variables (Snedecor & Cochran, 1989) et permet de dégager des tendances majeures dans leurs variations mutuelles sans pour autant conduire à une relation de cause à effet entre elles (Daget, 1979). Par ailleurs, la corrélation peut renseigner sur le comportement des métaux en fonction des conditions du milieu ou des facteurs biologiques propres aux organismes (Gillet, 1987; Amiard *et al*., 1994). Le test de Student est réalisé grâce au logiciel Statworks™ (version 1.2-215/387-7955) pour la comparaison des teneurs métalliques en fonction des saisons et de la taille des huîtres. Une analyse de variance est faite avec le logiciel Excel (version 7.0, 1996) sur les teneurs mensuelles des métaux dans les organes des huîtres, en vue de comparer le niveau des métaux dans ces derniers.

RÉSULTATS

Paramètres hydrologiques

Les variations saisonnières des paramètres hydrologiques dans les quatre stations hydrologiques sont représentés dans le Tableau 1.

L'effet de l'intrusion saline est clair puisque les salinités relevées à marée haute (moyenne de 29,6 g l^{-1} à S2 et 29,4 g.l^{-1} à S4) sont toujours supérieures à celles de marée basse (26,3 g l^{-1} à S2 et 24,5 g l^{-1} à S4). La température et la salinité suivent un rythme saisonnier net dans toute la lagune, sauf en amont (station 4) où de petites résurgences maintiennent une légère dessalure en été (moyenne estivale de 27,9 g l^{-1} contre 29,8 g l^{-1} en saison humide). Les variations du pH ne sont pas importantes (moyenne annuelle entre 7,8 à S1 et 8,02 à S4) traduisant l'effet tampon de la mer. Le taux d'oxygène dissous est moins important en saison humide (moyenne entre 7,3 mg l^{-1} à S2 et 8,6 mg.l^{-1} à S3), suite à l'oxydation des matières organiques apportées par le lessivage du bassin versant. Le développement estival du phytoplancton intervient aussi puisque l'activité photosynthétique qui s'en suit enrichit le milieu en oxygène (moyenne entre 8,5 mg.l^{-1} à S2 et 10,03 mg.l^{-1} à S4). Les teneurs en chlorophylle a (entre 0,15 et 3,0 mg m^{-3} toutes stations et saisons confondues) traduisant la densité planctonique et l'activité photosynthétique montrent les valeurs les plus élevées en été (2,15 mg m^{-3} à S3 et 3,0 mg.m^{-3} à S2).

Les teneurs en nitrates et en phosphates sont plus élevées en saison humide (moyennes respectives: 220,7 mg.l^{-1} et 202,8 mg.l^{-1} toutes stations confondues) en comparaison avec la saison sèche (respectivement 163,7 mg.l^{-1} et 109,3 mg.l^{-1}). Le gradient croissant de l'aval sans culture, vers l'amont où prédominent des cultures maraîchères, montre l'origine "agricole" des sels nutritifs. Ceci semble confirmé par les eaux de sources, donc de la nappe phréatique, qui selon la Société Agricole de Service au Maroc (SASMA), sont riches en nitrates (moyenne annuelle de 36,4 mg.l^{-1}). Un apport supplémentaire des phosphates par la mer doit être pris en compte. Les teneurs relevées lors du flot (moyenne sur 6 mois de 164,6 µg l^{-1}), sont nettement supérieures à celles du jusant (moyenne sur 6 mois de 101,3 µg.l^{-1}). Cet apport peut être imputé en partie, au charriage littoral de déchets liquides enrichis en résidus phosphatés (jusqu'à 71 mg l^{-1} de phosphates selon Cheggour *et al* , 1995) rejetés à environ 40 km au nord de Oualidia par le complexe chimique de traitement des phosphates de Jorf Lasfar au sud d'El Jadida. La remobilisation de l'azote et du phosphore sédimentaire, surtout en vives eaux, doit également être prise en considération dans l'enrichissement du milieu en éléments nutritifs.

Analyses métalliques

Les variations mensuelles des teneurs métalliques chez les huîtres adultes (Figure 2) montrent un rythme saisonnier pour Cu, Ni et Mn. Ainsi le nickel accuse deux pics bien individualisés. Le premier a lieu en septembre (50,50 mg g^{-1} en 1994 et 36 mg g^{-1} en 1995), le second au mois de juin (49,64 mg.g^{-1} en 1995). Les deux pics sont séparés par une période hivernale où les teneurs sont faibles. Le cuivre et le manganèse suivent la même tendance, le maximum étant noté pendant le printemps, en juin 1994 (23,40 mg g^{-1}) et en mars 1995 (27,72 mg.g^{-1}) pour Cu, en avril 1994 (36,72 mg g^{-1}) et mai 1995 (39,76 mg.g^{-1}) pour Mn qui accuse un autre pic important en septembre 1995 (54,00 mg g^{-1}). Les fluctuations mensuelles de ces deux métaux sont faibles le reste de l'année.

Excepté la petite hausse exceptionnelle observée entre avril (7,68 mg.g^{-1}) et mai (8,95 mg g^{-1}), les concentrations des huîtres en cadmium sont relativement faibles et peu fluctuantes le reste de l'année.

Les teneurs en zinc accusent de grandes variations durant le printemps avec deux pics bien individualisés, en avril 1994 (795,25 mg.g^{-1}) et mars 1995 (1009,73 mg.g^{-1}). Il enregistre une hausse notable au début de l'hiver en décembre 1994 (1032,13 mg g^{-1}). Le fer montre de faibles concentrations durant l'été. Le léger pic observé au mois de septembre 1994 (328,50 mg g^{-1}) et août 1995 (400 mg.g^{-1}) est aussitôt suivi d'une période hivernale où les teneurs décroissent et varient peu. Le taux du fer dans les huîtres s'élève à nouveau pendant le printemps, en avril 1994 (210,50 mg g^{-1}) et en avril (284,00 mg.g^{-1}) et juin 1995 (415,51 mg.g^{-1}).

En résumé, les variations mensuelles chez les huîtres de Oualidia montrent de fortes concentrations tissulaires durant la saison printanière. Pendant l'été, les teneurs baissent progressivement surtout entre juillet et août, avant de reprendre par une légère hausse au début de l'automne. La saison hivernale est caractérisée par de faibles teneurs métalliques avec de faibles fluctuations.

Tableau 1. Moyennes annuelles et saisonnières des paramètres hydrologiques affectées de l'écart-type dans les quatre stations hydrologiques de la lagune de Oualidia **S.H** : Saison humide (janvier-avril); **S.S.**: Saison Sèche (juin-septembre); entre parenthèses: minima et maxima pour tout le cycle étudié.

	Station 1		**Station 2**		**Station 3**		**Station 4**	
	S.H	**S.S**	**S.H**	**S.S**	**S.H**	**S.S**	**S.H**	**S.S**
Tempér. (°C) Moy. Annuelle (Variation)	15,2 ± 0,9 17,8 ± 2,1 (14,2 - 20,5)	19,8 ± 0,7	15,4 ± 0,6 18,3 ± 2,6 (14,5 - 22,0)	20,8 ± 0,9	15,7 ± 0,9 19,0 ± 2,9 (14,7 - 22,5)	21,6 ± 0,8	16,0 ± 0,7 20,2 ± 3,5 (15,4 - 25,0)	23,2 ± 1,5
pH Moy. Annuelle (Variation)	7,8 ± 0,03 7,8 ± 0,12 (7,7- 8,0)	7,9 ± 0,07	7,8 ± 0,02 7,9 ± 0,11 (7,7- 8,1)	8,1 ± 0,09	7,9 ± 0,05 8,0 ± 0,11 (7,7 - 8,1)	8,0 ± 0,05	7,9 ± 0,05 8,02 ± 0,06 (7,9 - 8,1)	8,1 ± 0,04
Salinité ($g.l^{-1}$) Moy. Annuelle (Variation)	29,4 ± 0,8 30,3 ± 1,3 (28,5 - 33,9)	31,7 ± 1,2	28,3 ± 0,6 29,8 ± 1,5 (27,8 -33,1)	31,2 ± 0,7	27,8 ± 1,1 28,8 ± 1,6 (26,5 - 31,0)	30,4 ± 1,0	29,7 ± 1,4 28,9 ± 1,2 (27,2 - 31,3)	28,0 ± 0,6
0_2 diss.($mg.l^{-1}$) Moy. Annuelle Variation	7,5 ± 0,3 8,4 ± 1,1 (7,2 - 10,6)	9,1 ± 1,1	7,3 ± 1,0 8,5 ± 1,1 (6,3 - 11,2)	8,5 ± 1,1	8,6 ± 0,5 9,0 ± 0,8 (8,0 - 11,0)	8,9 ± 0,4	7,5 ± 0,8 9,3 ± 1,5 (6,5 -12,2)	10,03 ± 1,0
Nitrates ($\mu g.l^{-1}$) Moy.Annuelle (Variation)	230,2 ± 107,3 135,8 ± 87,9 (32,8 - 353,3)	107,4 ± 59,2	224,1 ± 49,8 162,5 ± 71,6 (48,1 -310,5)	115,8 ± 50,7	214,2 ± 73,0 211,1 ± 42,5 (144,0 -310,2)	205,1 ± 12,9	214,6 ± 137,2 214,5 ± 69,7 (135,0 -420,0)	224,6 ± 23,2
Phosphates($\mu g\ l^{-1}$) Moy. Annuelle (Variation)	209,4 ± 34,3 127,6 ± 58,4 (70,2 233,6)	94,0 ± 17,4	215,4 ± 14,9 140,7 ± 51,9 (86,7 -230,7)	101,6 ± 11,9	187,5 ± 36,5 153,6 ± 37,3 (86, 5- 220,4)	135,2 ± 23,9	199,1 ± 64,2 135,6 ± 53,4 (88,7 -266,8)	106,4 ± 10,0
Chlor.a ($mg.m^{-3}$) Moy.Annuelle (Variation)	0,6 ± 0,27 0,7 ± 0,26 (0,27 - 1,05)	0,85 ± 0,14	0,55 ± 0,19 1,18 ± 0,82 (0,27 - 3,0)	1,6 ± 0,84	0,19 ± 0,04 0,90 ± 0,60 (0,15 - 2,15)	1,13 ± 0,24	1,09 ± 0,27 1,06 ± 0,24 (0,50 - 1,42)	1,14 ± 0,19

Les résultats de l'organotropisme (Tableau 2) montrent des taux relativement élevés en métaux dans les branchies et le manteau qui sont ainsi les sites principaux d'accumulation métallique sauf pour le Ni et le Cd. La masse viscérale et les muscles adducteurs sont impliqués à moindre degré dans la bioaccumulation métallique.

Les jeunes huîtres paraissent relativement plus chargées en métaux que les individus de grande taille (Tableau 3a), surtout dans le cas du zinc (786,2 $mg.g^{-1}$ chez les jeunes et 659,2 $mg.g^{-1}$ chez les adultes), du manganèse (respectivement 38,4 $mg\ g^{-1}$ et 31,2 $mg.g^{-1}$) et du fer (respectivement 405,9 $mg.g^{-1}$ et 293,3 $mg.g^{-1}$). Les résultats exprimés en µg par individu suivent la même tendance (Tableau 3b) confirmant la contamination relativement importante des jeunes huîtres.

DISCUSSION

Les fluctuations saisonnières des teneurs métalliques traduisent les variations de la biodisponibilité des métaux aux huîtres. Ces fluctuations sont influencées par les facteurs écologiques du milieu (Mance, 1987), par les interactions métalliques (Luoma, 1983) et surtout par les processus écophysiologiques liés au cycle biologique de l'espèce (Cossa *et al.*, 1980).

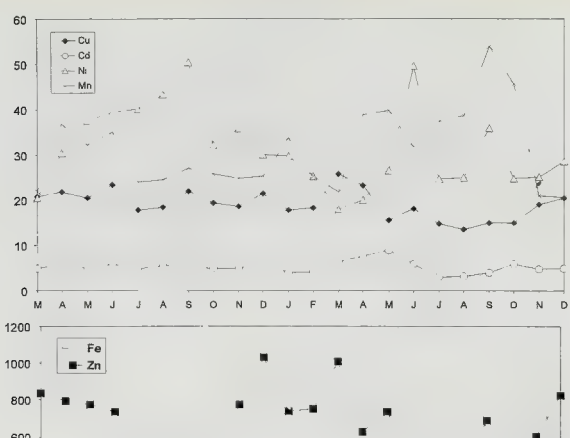

Figure 2. Variations mensuelles des teneurs métalliques dans les tissus de *C. gigas* en élevage dans la lagune de Oualidia.

Tableau 2. Teneurs métalliques moyennes (µg.g^{-1} Poids Sec) affectées de l'écart-type dans les organes de l'huître *Crassostrea gigas* de la lagune de Oualidia. Entre parenthèses: minima et maxima pour la période d'étude.

	Cu	Zn	Cd	Ni	Mn	Fe
Branchies	**35,31** ± 8,48 (24,34 - 48,43)	**1355,3** ± 422,6 (885,6 - 1983,3)	**5,65** ± 3,33 (1,95 - 14,9)	**10,42** ± 8,01 (1,96 - 25,64)	**106,5** ± 34,0 (49,5 - 160,14)	**310,98** ± 52,31 (227,84 - 377,4)
Manteau	**23,75** ± 4,02 (18,09 - 28,46)	**859,63** ± 197,41 (534,8 - 1093,4)	**3,46** ± 2,29 (0,35 - 7,37)	**31,67** ± 16,26 (16,17 - 75,2)	**31,91** ± 9,16 (22,15 - 57,87)	**257,0** ± 106,42 (117,92 - 519,5)
Viscères	**20,91** ± 3,92 (15,82 - 28,06)	**705,84** ± 167,8 (489 - 912,66)	**6,5** ± 2,99 (2,0 - 12,62)	**26,05** ± 12,26 (11,95 - 49,5)	**17,29** ± 7,11 (10,02 - 32)	**323,5** ± 97,84 (129,5 - 487,31)
Muscles	**5,54** ± 1,64 (3,13 - 8,9)	**220,7** ± 29,02 (185,6 - 280,15)	**2,53** ± 1,45 (0,40 - 5)	**20,11** ± 19,76 (8,5 - 100)	**13,7** ± 5,12 (7,05 - 25,99)	**245,96** ± 244,15 (70,89 - 870,4)

Tableau 3. Moyennes annuelles **(a)** des teneurs métalliques en µg g^{-1} poids sec et **(b)** des quantités de métaux en µg par individu, en fonction de la taille des huîtres, affectées de l'écart-type et coefficients t de Student (** : significatif à $p < 0,01$; * : à $p < 0,05$, N S non significatif); entre parenthèses: minima et maxima annuels

(a)	Cu	Zn	Cd	Ni	Mn	Fe
Jeunes (J)	**22,0** ± 8,4 (5,5 - 31,7)	**786,2** ± 134,8 (507,3 -1034,3)	**5,6** ± 1,3 (0,5 - 9,0)	**29,7** ± 7,2 (22,2 - 49,9)	**38,4** ± 11,2 (24,3 - 65,6)	**405,9** ± 190,3 (125,7 - 847,7)
Adultes (A)	**19,0** ± 3,2 (9,5 - 25,7)	**659,2** ± 181,8 (415,2 -1032,1)	**5,3** ± 1,4 (2,9 - 8,9)	**32,0** ± 8,9 (17,9 - 50,5)	**31,2** ± 8,7 (20,7 - 54,0)	**293,3** ± 174,2 (127,8 - 874,4)
t Student	1,69 *	2,57**	0,76(N S)	0,94 (N.S.)	2,27 **	2,00 *
Rapport R= J / A	**1,16**	**1,19**	**1,05**	**0,93**	**1,23**	**1,38**

(b)	Cu	Zn	Cd	Ni	Mn	Fe
Jeunes	**3,9** ± 1,5 (1,4 - 6,3)	**159,9** ± 27,4 (101,5-206,8)	**1,7** ± 0,5 (1,1 - 2,6)	**5,9** ± 1,7 (4,4 - 10,0)	**7,8** ± 2,5 (5,0 - 13,1)	**68,3** ± 34,5 (25,1-163,3)
Adultes	**2,9** ± 0,5 (1,9 - 3,7)	**135,6** ± 39,2 (89,3 - 204,6)	**1,1** ± 0,3 (0,8 - 1,7)	**6,8** ± 2,0 (3,6 - 10,1)	**5,9** ± 1,1- (4,4 - 8,0)	**44,5** ± 16,4 (25,6 - 83,1)
t Student	2,33 *	1,90 *	3,94 **	1,32 (N S)	2,61 **	2,33 *

Rôle des paramètres hydrologiques de la lagune

La majorité des métaux analysés dans les tissus de *C. gigas* montrent une élévation de leurs teneurs au printemps qui succède au maximum pluviométrique en février et par conséquent à une baisse relative de la salinité totale et de la température de l'eau. En revanche, durant l'été où ces deux paramètres augmentent nettement, les teneurs métalliques décroissent, en parfait accord avec d'autres auteurs chez d'autres mollusques (Asso *et al.*, 1986; Cheggour, 1989). Ce constat rejoint les bonnes corrélations négatives relevées entre certains métaux (Tableau 4) et la salinité d'une part, notamment Ni ($r = -0,45$ à $p < 0,05$), Mn ($r = -0,69$ à $p < 0,01$) et la température d'autre part, tel Cu ($r = -0,56$ à $p < 0,01$) et Zn ($r = -0,57$ à $p < 0,01$). Par ailleurs, ces deux paramètres exercent une influence sur les processus physiologiques liés au métabolisme et à l'activité sexuelle (maturité sexuelle, ponte, développement larvaire des oeufs) chez les mollusques (Lubet & Mann, 1987; Navarro & Iglesias, 1995) et de là ils auraient un rôle certain dans le déterminisme des variations de la bioaccumulation métallique.

Tableau 4. Matrice de corrélations entre les métaux chez *C. gigas* et les paramètres hydrologiques (valeurs soulignées: significatives à $p < 0,01$; non soulignées: significatives à $p < 0,05$).

	Cu	Zn	Cd	Ni	Mn	Fe
Température	- 0,56	- 0,57	0,50	0,65	0,37	
Salinité	0,36	0,61	0,39	- 0,45	- 0,69	- 0,33
O2 dissous			0,87		- 0,72	
Nitrates	0,69	0,48	0,54	- 0,47	- 0,54	0,58
Phosphates	0,58	0,52	0,49		- 0,54	0,36
Chlorophy.a		- 0,91		0,87		0,39

Le cuivre, le zinc et le cadmium accumulés par les huîtres présentent de bonnes corrélations positives avec les nitrates (respectivement 0,69 à $p < 0,01$; 0,47 à $p < 0,05$, 0,54 à $p < 0,01$) et les phosphates (respectivement 0,58 à $p < 0,01$; 0,52 à $p < 0,01$; 0,49 à $p < 0,05$), ce qui semble indiquer un apport de ces éléments métalliques par le lessivage des champs agricoles préalablement enrichis en fertilisants et produits phytosanitaires, principaux générateurs de sels nutritifs et de métaux dans la lagune. Il est probable en outre, que les sédiments lagunaires participent par le relarguage des éléments métalliques lors de leur remise en suspension, en raison de la faible profondeur de la lagune, surtout en vives eaux où le coefficient de marée est important. Chafik *et al.* (1996) rapportent des teneurs métalliques relativement élevées dans les sédiments fins de la lagune. Selon Kersten & Forstner (1989, cité par Ettajani, 1994), les fractions métalliques échangeables sont plus importantes dans les particules en suspension que dans le sédiment déposé, induisant un meilleur relarguage des métaux dans le milieu.

Seul le cadmium est corrélé à la salinité ($r = 0,39$ à $p < 0,05$) traduisant un lien de ce métal au pôle marin de la lagune. Les rejets industriels de Jorf Lasfar à environ 40 km au nord de Oualidia, particulièrement riches en cadmium et charriés vers le sud par les courants péri-littoraux seraient à l'origine de ce lien (Cheggour *et al.*, 1998).

Le nickel et le manganèse négativement corrélés aux nitrates (respectivement -0,47 à $p < 0,05$ et -0,54 à $p < 0,01$) ainsi qu'aux phosphates surtout dans le cas de Mn (-0,54 à $p < 0,01$), auraient une autre origine. Cette constatation est renforcée par la forte corrélation négative de Mn avec l'oxygène dissous ($r = -0,72$ à $p < 0,01$) traduisant une source plutôt minérale de ce métal. Dans les milieux aquatiques marocains, les auteurs mettent l'accent sur son origine continentale essentiellement inorganique par le démantèlement des roches et des pédosols du bassin versant (Carruesco, 1977; Mayif, 1987; Texier *et al.*, 1994).

Si le fer est corrélé à la chlorophylle a ($r = 0,39$ à $p < 0,05$), aux nitrates ($r = 0,58$ à $p < 0,01$) et aux phosphates ($r = 0,36$ à $p < 0,05$), le nickel paraît le seul métal qui est fortement corrélé à la chlorophylle a ($r = 0,87$) indiquant son lien vraisemblable avec la biomasse phytoplanctonique. En revanche, le zinc montre une forte corrélation négative avec la chlorophylle a ($r = -0,91$) qui peut être un argument en faveur de son origine "agricole". Dans une étude expérimentale sur le transfert des métaux traces aux huîtres *C. gigas*, Ettajani (1994) affirme que les concentrations des métaux disponibles pour les huîtres contaminées directement par l'eau sont considérablement plus élevées que celles apportées indirectement par le phytoplancton et le sédiment. De leur côté, Amiard-Triquet *et al.* (1988) rapportent un faible transfert de Cu et Pb des algues aux huîtres et en déduisent que la fixation des métaux par le phytoplancton peut jouer le rôle de "piège" protégeant le mollusque. Toutefois, à long terme, la voie trophique s'avère une source importante de contamination. Il faut noter que les corrélations observées entre les métaux et les éléments nutritifs renseignent principalement sur l'origine des éléments métalliques et ne rendent pas forcément compte de la voie de transfert de ces derniers aux huîtres.

Tableau 5 Matrice de corrélation entre les métaux analysés chez *C. gigas* de Oualidia (valeurs soulignées significatives à $p < 0,01$; non soulignées: significatives à $p < 0,05$)

Cu	x					
Zn	0,72	x				
Cd	0,47	0,35	x			
Ni	- 0,75	- 0,91	- 0,52	x		
Mn	- 0,30		0,60	- 0,31	x	
Fe			0,80	- 0,45	0,96	x
	Cu	Zn	Cd	Ni	Mn	Fe

Rôle des interactions métalliques

Chez les huîtres en élevage à Oualidia, nous avons relevé de fortes corrélations négatives (Tableau 5) entre d'une part le Ni et d'autre part le Cu ($r = -0,75$), le Cd ($r = -0,52$ à $p < 0,01$) et le Zn ($r = -0,91$), ce qui peut être lié à un comportement différent en rapport avec leurs origines différentes sans que l'on puisse affirmer l'existence d'un antagonisme entre eux. En revanche, le Cu est bien corrélé au Zn ($r = 0,72$ à $p < 0,01$) et à moindre degré au Cd ($r = 0,47$ à $p < 0,05$) ce qui est à rapprocher de leur origine "agricole" commune et de la possibilité d'une synergie dans leurs interactions. Le Fe et le Mn classiquement bien corrélés ($r = 0,96$) entraînent dans leur co-précipitation principalement le cadmium (respectivement $r = 0,80$ et $0,60$).

Rôle des facteurs biotiques

Influence du cycle biologique des huîtres

Les processus physiologiques liés au métabolisme et surtout à la reproduction (ponte, gamétogénèse) semblent jouer un rôle clé dans les variations saisonnières des teneurs métalliques chez les huîtres, conjointement aux changements temporels du poids de leurs tissus, en accord avec de nombreux auteurs (Cossa *et al.*, 1980; Metayer *et al.*, 1985; Cheggour *et al*, 1990) En effet, les concentrations de la plupart des métaux analysés chez *C. gigas* croissent nettement dès la fin de l'hiver et durant tout le printemps (Figure 2). Cette hausse se prolonge même jusqu'au début de l'été et coïncide avec le développement phytoplanctonique Durant cette période, le cycle sexuel des huîtres comprend une phase de multiplication et de maturation des gamètes (gamétogenèse) qui se déroule durant le printemps. Cette phase pendant laquelle le métabolisme cellulaire des huîtres est très actif et où les gonades constituent un véritable "piège" aux métaux, s'accompagne d'une forte accumulation métallique D'autre part, l'accroissement de la biomasse phytoplanctonique augmente les possibilités de formation de complexes organo-métalliques (Métayer *et al.*, 1985) et offre aux huîtres une source riche de nourriture qui est par ailleurs le véhicule des métaux dans leurs tissus En effet, selon Mathieu & Lubet (1993), l'effort de reproduction chez les bivalves est associé à une consommation considérable d'énergie. L'émission des produits sexuels (ponte) a lieu en été suivie d'une chute des teneurs métalliques dans les tissus des huîtres, parallèlement à une baisse générale du poids de l'animal qui peut atteindre 30 % à 60 % (Cossa, 1989; Mathieu & Lubet, 1993). En effet, le test de Student réalisé avec les moyennes saisonnières (Tableau 6) révèle des concentrations métalliques printanières significativement élevées par rapport à celles de l'été et de l'automne. Seuls Cd et Fe ne montrent pas de coefficient significatif, en raison du flux naturellement faible du premier métal dans la lagune et du taux biologique intrinsèque du second dans les tissus des huîtres.

Les pics observés en septembre pour certains métaux correspondraient à une reprise de l'activité sexuelle des huîtres, conjointement à la reconstitution des gonades après la première ponte qui a lieu en été. Les facteurs externes du milieu, surtout la disponibilité de la nourriture, la température et la

Tableau 6. Résultats du test de Student effectué avec les moyennes saisonnières des éléments métalliques chez *C. gigas* de Oualidia (**: significatif à $p < 0,01$;*: à $p < 0,05$ et N.S: non significatif).

	Cu	Zn	Cd	Ni	Mn	Fe
Printemps (P)	23,2 ± 1,9	828,4 ± 61,1	7,1 ± 1,2	38,3 ± 1,3	37,6 ± 2,4	271,7 ± 110,3
Eté (E)	16,2 ± 2,8	459,9 ± 17,0	4,1 ± 1,4	33,3 ± 11,9	29,2 ± 7,2	171,9 ± 45,8
Automne (A)	18,0 ± 1,5	513,9 ± 82,1	4,9 ± 0,04	29,5 ± 6,4	23,1 ± 3,1	389,5 ± 169,6
t de Student P / E	2,9 *	8,21 **	1,85 (N.S)	0,59 (N.S)	1,54 (N.S)	1,18 (N.S)
t de Student P / A	3,11 *	4,35 *	1,70 (N.S)	1,95 *	5,19 *	0,82 (N.S)

salinité jouent un rôle tout aussi important dans le déroulement du cycle de reproduction et de là sur la bioaccumulation métallique

L'hiver correspond à une baisse générale des teneurs métalliques avec une faible variabilité en rapport avec le repos sexuel de l espèce.

Organotropisme

L'analyse de variances utilisant les teneurs métalliques mensuelles dans les organes des huîtres montre que celles-ci sont très significativement fluctuantes tant en fonction du temps (mois de l'année) qu'en fonction des organes analysés (Tableau 7). Ainsi, les branchies et le manteau sont les sites principaux d accumulation de la quasi totalité des métaux (Tableau 2). Ceci confirme l'importance de l'eau dans le transfert des métaux aux huîtres en rapport avec leur régime alimentaire de type filtreur suspensivore. Pendant l effort nutritionnel, les particules en suspension sont retenues à la surface des branchies et conduites par les battements de nombreux cils vers la bouche. Celles de grande taille et/ou les moins riches en matière organique tombent sur le manteau et sont rejetées sous forme de pseudofèces. Les huîtres ingèrent préférentiellement des particules de tailles inférieures à 100 et même à 50 microns Or, ces particules sont d'excellents supports pour les éléments métalliques. Chez les huîtres, certains métaux (notamment Cu et Zn) sont piégés par endocytose dans les vésicules d'amoebocytes sanguines présentes principalement dans les branchies et le manteau (Thomson *et al.*, 1985). Lors de contaminations expérimentales par le chlorure de cadmium, il a été montré que ces amoebocytes accumulent des protéines de type métallothionéine liant le cadmium (Sidoumou *et al.*, 1997).

Tableau 7. Résultats de l'analyse de variances (test F) des teneurs métalliques dans les organes des huîtres durant un cycle annuel entier (* : significatif à $p < 0,05$; ** : à $p < 0,01$; *** : à $p < 0,001$)

	F (Cu)	F (Zn)	F (Cd)	F (Ni)	F (Mn)	F (Fe)
Mois de l'année	2,41 *	2,76 **	2,22 *	1,78 (N.S)	2,18 *	2,81 **
Organes	99,18 ***	102,43 ***	8,51 **	4,69 **	96,74 ***	1,33 (N.S)

En dehors de son rôle capital dans la formation de la coquille et la sécrétion du ligament, le manteau contribue à abriter les oeufs puis les larves en incubation et stocke les matériaux de réserve (glycogène et graisses) qui améliorent la qualité des huîtres et leur valeur commerciale. Il constitue un lieu privilégié d'échanges d'une part avec le milieu extérieur et d'autre part avec les lamelles branchiales Ainsi, il se trouve avec ces dernières, directement exposés aux métaux dans l'eau ce qui explique leur contamination similaire Ce constat est confirmé par les fortes corrélations relevées entre ces deux organes pour tous les métaux analysés (Tableau 8).

Les concentrations métalliques de la masse viscérale sont généralement peu élevées en comparaison avec les branchies. La contamination notable des viscères en cadmium témoigne de la prédominance de la forme particulaire (donc en suspension dans l'eau) de ce métal qui est essentiellement transférée par voie trophique aux huîtres réputées comme d'excellents suspensivores. Ce constat rejoint les résultats récents de Sidoumou *et al.* (1997) qui trouvent chez *C. gigas* des côtes Mauritaniennes des teneurs en Cd nettement élevées dans la glande digestive (30,4 $mg.g^{-1}$) par rapport aux branchies (8,1 $mg.g^{-1}$). Orlondo & Mauri (1982) ont trouvé chez *Mactra corallina*,*Solen marginatus* et *Donax trunculus* que le rein et la glande digestive accumulent fortement certains métaux dont Cd. Chez *Abra alba* et *Cultellus pellucidus*, de la Baie de Seine, Chassard-Bouchaud (1985) décrit les tissus épithéliaux du tractus digestif comme le principal site d'accumulation d'une vingtaine de métaux. En effet, l'histologie du matériel digestif révèle l existence de "cellules brunes', dont l'examen ultrastructural a montré qu'elles referment des inclusions riches en métaux (Martoja *et al.*, 1985). Ces inclusions sont considérés comme une stratégie de détoxification consistant à immobiliser les ions métalliques et les rendre inactifs.

Dans la lagune de Oualidia, l'évolution des éléments métalliques dans la masse viscérale des huîtres par rapport à celle des branchies, dépend du métal considéré. Elle paraît différente pour le Cd qui présente une forte corrélation négative entre ces deux organes (r=-0,65 à $p < 0,01$). En revanche, elle est relativement similaire pour le Fe (r=0,47 à $p < 0,05$), le Ni (r=0,44 à $p < 0,05$) et surtout le Mn (r=0,69 à $p < 0,01$). Ces différences peuvent être liées à la forme du métal. Lorsque la forme soluble domine, les risques de contamination des organes externes (branchies, manteau) sont plus grands. En revanche, quand la forme particulaire est importante, les organes internes (viscères) sont plus impliqués dans la bioaccumulation. Il est aussi probable que les huîtres de Oualidia possèdent un taux d'excrétion important qui contrebalancerait le stockage des métaux. De là, les concentrations métalliques se trouvent diminuées dans la masse viscérale. Le fer sort de ce schéma, en raison de son taux naturel dans les organismes et son rôle biologique dans des activités enzymatiques et d'osmorégulation.

Les muscles essentiellement adducteurs montrent un niveau significatif particulièrement pour Ni, Zn, Mn et Fe. La structure en fibrilles associée aux processus biochimiques qui régissent l'activité musculaire peuvent favoriser cette accumulation. Toutefois, les muscles se révèlent les organes les moins chargés en métaux.

Tableau 8. Matrice de corrélations entre les organes des huîtres de Oualidia calculées pour chaque métal. Valeurs soulignées· significatives à $p < 0,05$; Non soulignées· à $p < 0,01$

	Le Cuivre				**Le Zinc**			
Branchies	x				x			
Manteau	0,66	x			0,84	x		
Muscles	- 0,58	- 0,97	x		0,86	0,59	x	
Viscères				x		0,61		x
	Branch.	Manteau	Muscles	Viscères	Branch.	Manteau	Muscles	Viscères
	Le Cadmium				**Le Nickel**			
Branchies	x				x			
Manteau	0,74	x				x		
Muscles	0,80	0,42	x		- 0,55	0,83	x	
Viscères	- 0,65			x	0,44			x
	Branch.	Manteau	Muscles	Viscères	Branch.	Manteau	Muscles	Viscères
	Le Manganèse				**Le Fer**			
Branchies	x				x			
Manteau		x			0,92	x		
Muscles	0,39	0,88	x		0,99	0,86	x	
Viscères	0,69	0,74	0,72	x	0,47	0,75		x
	Branch.	Manteau	Muscles	Viscères	Branch.	Manteau	Muscles	Viscères

Effet de la taille des huîtres

Les jeunes huîtres paraissent plus chargées en métaux par rapport aux huîtres de grande taille. Le rapport des teneurs métalliques du premier lot à celles du second lot est toujours supérieur à 1 (Tableau 3a). Les valeurs les plus élevées sont notées pour Fe (1,38) suivi du Mn (1,23) puis Zn·(1,29), traduisant une contamination plus prononcée des jeunes en accord avec d'autres auteurs chez d'autres bivalves (Bryan *et al.*, 1980; Ritz *et al.*, 1982; Cheggour *et al* , 1990). Ce constat est soutenu par les résultats du test de Student qui confirment que les jeunes sont significativement plus contaminés que les adultes pour tous les métaux à l'exception du Cd et Ni (Tableau 3a). La décroissance des concentrations métalliques chez les individus adultes en regard à celles des jeunes, peut être liée au métabolisme actif de ces derniers puisqu'ils sont en pleine croissance. Il s'en suit une grande incorporation des métaux, chez les jeunes huîtres, surtout ceux qui sont transférés par voie trophique.

Seul Ni parait légèrement plus concentré chez les grandes huîtres Le cadmium ne montre pas de différence significative entre les jeunes et les adultes (R=1,05). Métayer *et al.* (1985) n'ont également observé aucune différence entre les teneurs en Cd chez des huîtres creuses de différents âges dans la Baie de Bourgneuf. D'un autre côté, il est probable que le taux d'excrétion des huîtres adultes de Oualidia soit très important et conduit à l'élimination rapide des métaux chez ces dernières. Cette constatation est soutenue par les faibles taux métalliques relevés dans la masse viscérale qui contient des organes réputés par leur pouvoir de stockage et de "stabilisation" des métaux, notamment la glande digestive et le rein. De plus, les quantités de métaux calculées par individu (Tableau 3b) diminuent nettement chez les huîtres de grande taille (test de Student), traduisant une contamination métallique réellement plus prononcée chez les jeunes.

L'étude de l'influence de l'âge, évaluée par la taille ou le poids, revient à l'analyse du rôle du phénomène général de la croissance sur la bioaccumulation métallique. Certains auteurs pensent que la croissance tend à exercer un effet de "dilution" des métaux dans les huîtres les plus grosses (Ettajani, 1994). De ce fait, les facteurs écologiques qui exercent un effet positif sur le poids des tissus (densité, nourriture) tendent à réduire leur charge métallique (Amiard *et al.*, 1994). Dans le cas de la lagune de Oualidia, il est possible d'affirmer que la croissance des huîtres en élevage dans le parc 007 n'est pas clairement affectée par la pollution métallique. Les données de la littérature concernant l'influence de l'âge sur la bioaccumulation métallique sont parfois contradictoires du fait que la biomasse ou la taille de la coquille ne reflètent pas toujours l'âge réel. La taille de la coquille peut varier en fonction des caractéristiques du milieu (profondeur, agitation, qualité de l'eau, disponibilité de la nourriture) Dans la lagune de Oualidia, Shafee & Lucas (1989) ont montré l'effet de tels facteurs sur la qualité commerciale des huîtres.

CONCLUSION

Les concentrations métalliques tissulaires observées chez les huîtres de Oualidia, ne paraissent pas très élevées pour conduire à un risque certain de contamination. Le zinc, métal essentiel parait le plus concentré, tandis que le cadmium, métal non essentiel montre le taux le plus bas dans la lagune. La comparaison de nos résultats avec d'autres auteurs (tableau 9) révèle des teneurs métalliques parmi les plus faibles établies chez ces mollusques bivalves De plus, les concentrations limites en Cd chez les huîtres, proposées par les conventions d'Oslo (1972) et de Paris (1974) considèrent le niveau de contamination comme étant faible pour des teneurs < 8 $mg.kg^{-1}$ Poids Sec. Aussi, la confrontation de nos résultats (moyenne en Cd: 5 $mg.g^{-1}$) avec ces conventions montre la caractère salubre des huîtres de la lagune de Oualidia. De ce fait celle-ci constitue un site typique pour l'étude des variations naturelles des teneurs métalliques chez les organismes aquatiques. Ainsi, les caractéristiques de la bioaccumulation des huîtres, l'effet de l'organotropisme et de la croissance refléteraient, dans une large mesure, le métabolisme normal des métaux.

Les fluctuations saisonnières des concentrations métalliques dans les tissus des huîtres dépendent principalement des processus éco-physiologiques liés au cycle de reproduction, eux même sous l'influence des facteurs écologiques extrinsèques, en particulier la température et la salinité. L'étude de l'organotropisme a montré que les branchies avec le manteau sont les organes primaires d'accumulation métallique. Le rôle de l'eau dans le transfert des métaux aux huîtres est fondamental Les jeunes huîtres paraissent plus chargées en métaux que les individus adultes, en raison du métabolisme actif des premières et probablement d'un fort taux d'excrétion chez les seconds.

Les interactions métalliques sont majoritairement positives sauf dans le cas du nickel, qui est anti-corrélé au Cd, Cu et Zn.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Mr M. Alifriqui et Mr A. Boussaid pour leur aide dans l'exploitation statistique des données, ainsi que Mr M Siffeddine pour sa collaboration dans le travail de laboratoire.

Tableau 9. Comparaison des teneurs métalliques ($\mu g.g^{-1}$ P.S.) chez l'huître *C. gigas* de Oualidia avec celles d'autres localités à travers le monde.

Origine	Cd	Cu	Zn	Référence
Lagune Oualidia, Maroc	5,3	19,0	659,2	Présente étude
Helford Estuary, U.K.	1,50 - 4,50	120 - 700	900 - 5100	In: N.A.S., 1980
Deep Bay, Hong Kong	3,80	468	913	Wong *et al.*, 1981
Gironde, France	11,00 - 96,50	342 - 1522	2153 - 10 093	Boutier, 1982
Poole Harbour, U.K.	4,60	200	1766	In: Bryan, 1984
Nouadhibou (Mauritanie)	10,1	66,9	300	Sidoumou *et al.*,1997
Californie, U.S.A.	9,00 - 40,90	86 - 860	4420-3550	In: Bryan, 1984
Baie Bourgneuf, France	1,15 - 5,59	70,30 - 440	565-3811	Metayer *et al.*, 1985
Black Bay, U.S.A.	9,10	150,00	2000	Lauenstein *et al.*, 1990
Pass Christian, U.S.A.	8,10	150,00	1900	Lauenstein *et al.*, 1990

BIBLIOGRAPHIE CITÉE

Amiard J.C., Metayer C., Baud J.P. & Ribeyre F. 1994. Influence des facteurs écologiques et biologiques sur la bioaccumulation métallique chez de jeunes huîtres (*Crassostrea gigas* Thunberg) au cours du prégrossissement en nourricerie. *Water Research*, **28**(1): 219-231

Amiard-Triquet C., Amiard J.C., Berthet B. & Metayer C. 1988. Field and experimental study of the bioaccumulation of some metals in a coastal food chain: seston, oyster (*Crassostrea gigas*), drill (*Ocinebra erinacea*). *Water & Science Technology*, **20**(6-7): 13-21.

Aminot A & Chaussepied M. 1983 Manuel des analyses chimiques en milieu marin. C.N.E.X.O., B.N.D.O. Document., Brest, 35 pp.

Asso A., Abdelouahab N., Azzouz M. & Naceur I. 1986. Variations des teneurs en zinc, mercure, cuivre et cadmium en fonction de la taille et de la date de prélèvement chez deux espèces de moule de la baie d'Alger. In: *XXXème Congrès de l'Assemblée Plénière, C.I.E.S.M.*, Palma de Majorque (Espagne).

Boutier B 1982. Synthèse des résultats de la surveillance des micropolluants dans la matière vivante en 1979. *Bulletin R.N.O.*, **17**.

Bryan G.W. 1984. Pollution due to heavy metals and their compounds. pp.1289 - 1431 *In*: Marine Ecology, (O.Kinne, ed.). J.Wiley and sons, London.

Bryan G.W., Langston W.J. & Hummerstone L.G. 1980. The use of biological indicators of heavy metal contamination in estuaries. *Marine Biological Association of the U.K., Occasional Publication*, **1**: 73 pp.

Carruesco C. 1977. Comportement de quelques éléments métalliques dans les sédiments superficiels de la lagune de Moulay Bou-Selham (côte Atlantique Marocaine) *Bulletin de l'Institut Géologique du Bassin d'Aquitaine*, Bordeaux, **24**: 37-48.

Chafik A., Cheggour M., Gharbi N , Bouhallaoui A. & Elattar J. 1996. Evaluation de la salubrité de la lagune de Oualidia. *Travaux & Documents* n° **93**, Institut National de Recherche Halieutique (I.N.R.H.), Casablanca, 26 pp. (annexes).

Chassard-Bouchaud C. 1985. Bioaccumulation de métaux stables et radioactifs par les organismes benthiques de la Baie de Seine: Aspects structuraux, ultrastructuraux et microanalytiques *Cahiers de Biologie Marine*, **26**: 63-85.

Cheggour M. 1989. Bioaccumulation de quelques éléments métalliques (Cu, Zn, Pb, Ni, Cr, Mn, Fe, V) chez un mollusque bivalve *Scrobicularia plana* dans l'estuaire de Bou Reg reg (côte Atlantique Marocaine). *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, **13**: 125-133.

Cheggour M., Texier H., Moguedet G. & Elkaïm B. 1990. Metal exchange in the fauna-sediment system. The case of *Nereis diversicolor* and *Scrobicularia plana* in the Bou Regreg estuary (Morocco). *Hydrobiologia*, **207**: 209-219

Cheggour M., Chafik A., Bakkas S & Kaimoussi A. 1995. Résultats préliminaires du programme de surveillance et de contrôle de la pollution chimique sur la côte atlantique marocaine. Qualité du milieu et pollution métallique dans la région d'Eljadida In *1ères Journées Nationales d'Océanographie Côtière*, El Jadida (Maroc), 17-19 Oct.

Cheggour M., Langston W.J., Chafik A., Texier H., Idrissi H. & Boumezzough A (sous presse). Phosphate industry discharges and their impact on metal contamination and intertidal macrobenthos: Jorf Lasfar and Safi coastline (Morocco). *Environmental Toxicology and Chemistry*.

Cossa D. 1989. A review of the use of *Mytilus spp.* as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica Acta*, **12**(4): 417-432.

Cossa D , Bourget E., Pouliot D , Piuze J. & Chanut J P 1980. Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. *Marine Biology*, **58**: 7-14

CNEXO 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. *CNEXO Brest*, 395 pp.

Daget J. 1979. Les modèles mathématiques en écologie. Masson: Paris, 172 pp

Ettajani H 1994. Transfert des éléments traces essentiels ou toxiques dans une chaine trophique marine à Mollusques. *Thèse Doctorat, Univ. F. Rabelais, Tours*, 192 pp.

Gillet P 1987. Bioaccumulation du cuivre et du zinc chez *Nereis diversicolor* (Annélide Polychète) de l'estuaire du Bou Regreg (Maroc). *Cahiers de Biologie Marine*, **28**: 339- 350.

Gottholm B.W. & Turgeon D.D. 1992. Toxic contaminants in the gulf of Maine. *National Status and Trends Programme for Marine Environment Quality*, N.O.A.A., 15 pp.

Langston W.J. & Spence S K. 1995 Biological factors involved in metal concentrations observed in aquatic organisms pp 407- 478, In: *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. A. Tessier & D R. Turner (Eds.), IUPAC, J. Wiley & sons, London.

Lauenstein G.G , Robertson A & O'connor T P. 1990. Comparison of trace metal data in mussels and oysters from a Mussel Watch programme of The 1970s with those of a 1980s programme. *Marine Pollution Bulletin*, **21**(9): 440-447.

Lubet P. & Mann R. 1987 Les différentes modalités de la reproduction chez les mollusques bivalves. *Haliotis*, **16**: 181-195.

Luoma S.N. 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms A review. *The Science of Total Environment*, **28**: 1-22.

Mance G. 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier. London & New York.

Martoja M , Bouquegneau J.M., Truchet M & Martoja R. 1985 Recherche de l'argent chez quelques mollusques marins, dulcicoles et terrestres. Formes chimiques et localisation histologique *Vie et Milieu*, 35: 1-13.

Mathieu M. & Lubet P 1993. Storage tissues metabolism and reproduction in marine bivalves. A brief review. *Invert. Reproduction and Development*, **23**(2-3): 123-129.

Mayif M.O A. 1987. Un modèle estuarien limite: Le Bou Regreg (Maroc) Contribution à l'étude hydrodynamique, hydrologique, géochimique et minéralogique. *Thèse 3ème cycle, E.N.S. Souissi, Rabat*, 136 pp.

Metayer C., Amiard J.C , Amiard-Triquet C. & Berthet B. 1985. Facteurs biologiques et écologiques contrôlant le niveau d'éléments traces (Cd, Pb, Cu, Zn) chez les moules et les huîtres de la baie de Bourgneuf. *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles de l'Ouest de France*, Nouvelle série, **7**(2): 53-69

N.A S. 1980 The International Mussel Watch. *National Academy of Sciences*, Washington D.C., 248 pp.

Orlondo E. & Mauri M 1982. A comparative study of the presence of heavy metals in bivalves from an estuarine area. In: *VIèmes Journ. Etud. Poll.*, Cannes, C.I.É.S.M., pp. 335-338.

Porot V. 1984. Les métaux toxiques Hg, Cu, Cd, Zn, Pb, dans les moules et les huîtres du littoral français (1979 - 1982). *Bulletin R.N.O.*, **20**: 99-133.

Ritz D.A., Swain R. & Elliot N G. 1982. The use of the mussel *Mytilus edulis planulatus* (Lamarck) in monitoring heavy metal levels in seawater. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **33**: 491-506

Shafee M S. & Lucas A 1989 Potentialités de la lagune de Oualidia pour la culture des huîtres. *Haliotis*, **19**: 335-346.

Sidoumou Z , Gnassia-Barelli M., Kit D.L T., Miralles J , Arabi S & Roméo M. 1997. Concentrations en métaux lourds chez deux espèces de mollusques des côtes Mauritaniennes In: *2èmes Journ. Maghreb. Sci. Mer, Agadir (Maroc): 20-22 décembre.*

Snedecor G W & Cochran W G. 1989. Statistical Methods. 8th édition, Iowa State University Press, Ames, Iowa (U.S.A.), 503 pp.

Texier H., Colleuil B., Cheggour M , Moguedet G., Mayif M. & Lemune M. 1994. Etude comparée des trois estuaires de la côte Atlantique Marocaine. Données minéralogiques et géochimiques des sédiments. Indices de contamination In. *Actes de la 4ème C.I.L.E.F., Marrakech, 25-28 Avril, Publication spéciale de la revue Hydrécologie Appliquée*, 7 pp., 8 Figures, 1 tableau.

Thomson J D., Pirie B.J S & George S.G., 1985. Cellular metal distribution in the pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thun.) determined by quantitative X-ray microprobe analysis. *Journal of Experimental Marine Biology & Ecology*, **85**: 37-45.

Turgeon D.D., Gottholm B W , McMahon K D & Robertson A 1989. Toxic contaminants in Long Island Sound *National Status and Trends Programme for Marine Environment Quality*, N.O.A.A., 8 pp.

Wong M H , Choy C.K., Lau W.M. & Cheung Y.H. 1981. Heavy metal contamination of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) cultured in Deep Bay, Hong Kong. *Environment Research*, **25**: 302-309.

Contribution to the study of the biology of *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) in Agadir bay, Southern Morocco

Ali LAGBOURI [1] *and Abdellatif MOUKRIM* [1]*

SUMMARY

The growth, population dynamics and reproductive cycle of *Donax trunculus* from Aghroud beach (Agadir Bay, South of Morocco) were studied from February 1995 to February 1996. During the studied period, high densities of the species (up to 820 individuals/m²) were observed. The sexual cycle included an absolute resting period (September-December) and an active period (January-August). Gonad development began in January and maturity was achieved in Spring. Successive spawnings and reconstitution of gametes took place simultaneously starting from May up to August. Two major spawning periods were noticed: a partial one in May-June and a complete spawning in August. Two periods of recruitment were observed, the first in Autumn (October-November), the second in Spring (April-May). Growth rate in the different classes showed a broad variability. This parameter was faster (12.5 mm) in the first year than in the second and the third years (8.4 and 6.2 mm respectively). Instantaneous total mortality Z was more important during the Winter (January-February) and the early stage of life (April-May, October-November). The Von Bertalanffy equation for length was $L(t) = 40.33[1-e^{-0.487(t+0.90)}]$.

RESUME

Contribution à l'étude de la biologie de *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) dans la baie d'Agadir (Sud Maroc).

La croissance, la dynamique de population et le cycle de reproduction de *Donax trunculus* ont été étudiés de février 1995 à février 1996 sur la plage d'Aghroud (baie d'Agadir, Sud Maroc). Pendant la période d'étude, des densités élevées pour l'espèce (jusqu'à 820 individus/m²) ont été observées. Le cycle sexuel comporte une période de repos total (septembre-décembre) et une période d'activité (janvier-août). Le développement de la gonade débute en janvier, et la maturité est atteinte au printemps. Des pontes successives suivies de reconstitution des gamètes ont eu lieu simultanément de mai à août. Deux périodes majeures de ponte ont été remarquées: l'une partielle en mai-juin et une autre complète en août. Deux périodes de recrutement ont été observées, la première en automne (octobre-novembre) et la deuxième au printemps (avril-mai). Le taux de croissance dans les différentes classes se montre très variable. Ce paramètre était plus rapide (12,5 mm) dans la première année que dans la deuxième et troisième (8,4 et 6,2 mm respectivement). La mortalité totale instantanée Z était plus importante durant l'hiver (janvier-février) et la phase précoce du recrutement (avril-mai, octobre-novembre). L'équation de von Bertalanffy pour la longueur était $L(t) = 40.33[1-e^{-0.487(t+0.90)}]$.

[1] Laboratoire Eaux et Environnement, Département de Biologie, Faculté des Sciences, B. P. 28/S - Agadir, Morocco. Tel : 212.8.22 09 57 Fax : 212 8 22 01.00 - * corresponding author

INTRODUCTION

The Donacidae are an important component of the fauna of sandy beaches. They are adapted to live in these ecosystems which are exposed to surf and affected by a large sedimentary instability.

Donax trunculus is widely distributed along the Mediterranean coasts, and on the Atlantic coasts from France to Senegal (Bayed and Guillou, 1985). This species is a dominant in the macrobenthic community which is generally represented by a low specific diversity (Neuberger-Cywiak *et al.*, 1990). Moreover, this mollusc is frequently used in marine pollution studies (Roméo and Gnassia-Barelli, 1988; Sidoumou *et al* 1992). Our laboratory is currently working to propose it as a sentinel species to evaluate the environmental quality of Agadir bay sandy beaches.

Most works on the biology of *D. trunculus* have been concerned especially with the populations from the North of its distribution area (Moueza, 1972; Guillou.and Le Moal, 1980; Ansell, 1983 ; Neuberger-Cywiak *et al.*, 1990; Ramón *et al.*, 1995). In the Southern part of the area, the investigations have only tackled the biology of one population in Mehdia (North of Morocco) (Bayed and Guillou, 1985; Bayed, 1990) The authors have reported considerable differences in the reproductive cycle and population dynamics at this site when compared to the populations from the northern part of the range The main particularities were the early start of gametogenesis and recruitment strategies.

The present work focused on the study of the reproductive cycle and population dynamic of *D trunculus* in Aghroud beach (Agadir bay, South Morocco). The three aims of this work are:
(i) to extend the geographic coverage of researches on the biology of *D. trunculus* ; particularly in the Moroccan south Atlantic costs characterized by an intense upwelling, (ii) to obtain the fundamental data relative to the biology of this mollusc, which are essential for using it as a sentinel species, and (iii) to serve as a reference for our studies carrying on long-term effects of pollution in Agadir bay (Id Halla *et al.*, 1997).

MATERIALS AND METHODS

Samples of *Donax trunculus* were collected monthly between February 1995 and February 1996 in the Aghroud beach (30°36'N; 9°47 W). The samples were taken at every 5 m along an intertidal transect line perpendicular to the water line. Quadrats of 0 25 m^2 were sampled along the transect. Clams were separated by sieving the sand to a depth of 20 cm through a sieve of mesh size 1 mm^2. The animals were used to study of the reproduction and population dynamics.

For microscopical examination of the gonad, twenty to fifty *D trunculus* measuring 20-30 mm in length were selected in each sample A portion of visceral mass near the upper part of the foot was removed from each clam and fixed in Gendre's fixative for 48 hours. These tissues were dehydrated in alcohol and embedded in paraffin wax (melting point = 58 °C). Sections 5-7 µm thick were stained using heamatoxylin and eosin An histological examination of these sections was performed in order to determinate the physiological state of the gonad and classify the different gametogenic stages (see results: Fig. 2 and 3) according the scale established by Lubet (1959). A gonadal index was calculated for each sampling date by ranking the different gametogenic stages as follows stage 0. 1, stage 1 and 2: 2, stage 3A: 3, stage 3B and 3C: 2 For each sample, the number of clams at each stage was multiplied by the numerical score of that stage. A mean value for all clams in the sample was calculated Gametogenic development was indicated by an increase in the index, while a decrease indicated that spawning was occurring.

To study the population dynamics and absolute growth of *D. trunculus*, the anterior-posterior length of each clam was measured using vernier caliper, and data were gathered into 2 mm size groups A length frequency distribution was constructed for each monthly sample. The parameters of Von Bertalanffy's growth model were estimated from an analysis of the length frequency distribution using ELEFAN 1 method included in the L.F.D.A (Length Frequency Distribution

Analysis) software. The total mortality rate was estimated using the method of Beverton and Holt (1956).

Each month, 100 specimens of *D. trunculus* of different sizes were collected. For each clam, shell length (L) was measured and the soft parts was dissected, dried and weighed. Dry body weight of standard sized clam (25 mm shell length) was calculated for each sampling period using a functional regression equation relating shell length to dry body weight. Standard animal weight was used to express the temporal changes in body weight.

Sand samples were taken for granulometric determination. The sand was dried at 100 °C for 24 h and passed through a series of standard "Afnor" sieves. Each month, water temperature was recorded using a thermometer with an accuracy of 1 °C.

RESULTS

Abiotic parameters

The most dominant sediment grain size was 0.125-0.2 mm with a median granulometric size of 0.180 mm. The sorting index of Trask (1931) was calculated The value obtained varied between 1.04 and 1.19 mm which was characteristic of well-sorted sediments.

Water temperature showed an annual cycle with a maximum temperature of 26.4 °C in August and a minimum of 16 °C in January (Fig. 1).

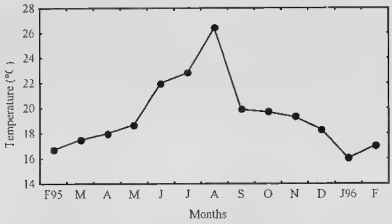

Figure 1 Seasonal variation in temperature of seawater at collecting site during the sampling period.

Reproduction of D. trunculus

The sex ratio was calculated on the 300 specimens used for histological studies during the period of gametogenesis and spawning. The percentage of males was 58.6 %.

The different gametogenic stages observed during the period of study are illustrated in Figs. 2 and 3. The result of the histological study of the gonad are presented in Fig. 4. The gonads were at rest during four months (September-December). Gametogenesis started in January and the gonads were ripe in Spring. From the months of this last season onwards, emission and redevelopment of gametes could occur simultaneously. Two major spawning periods were noticed: a partial one in May-June and a complete spawning in August.

Temporal variation of the gonadic index is shown in figure 5. The values of gonadal index were 1 from September to December and reached 3 and 2.73 respectively in April and July, respectively. The former period corresponded to sexual rest and the latter to periods of complete maturation which preceded the two spawnings in May-June and August.

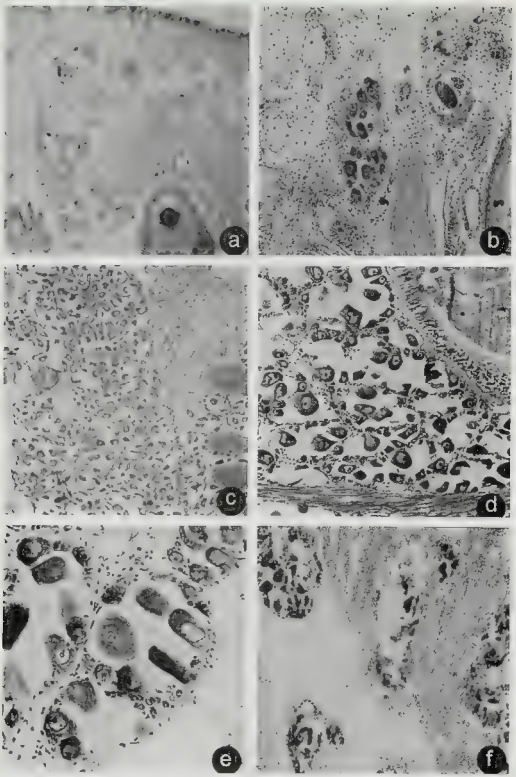

Figure 2. Different gametogenic stages observed in females of *Donax trunculus* (a) Stage 1, early development; (b) stage 2, developing; (c) stage 3A, ripe; (d) stage 3B, spawning; (e) stage 3C, redevelopment; (f) stage 3D, spent

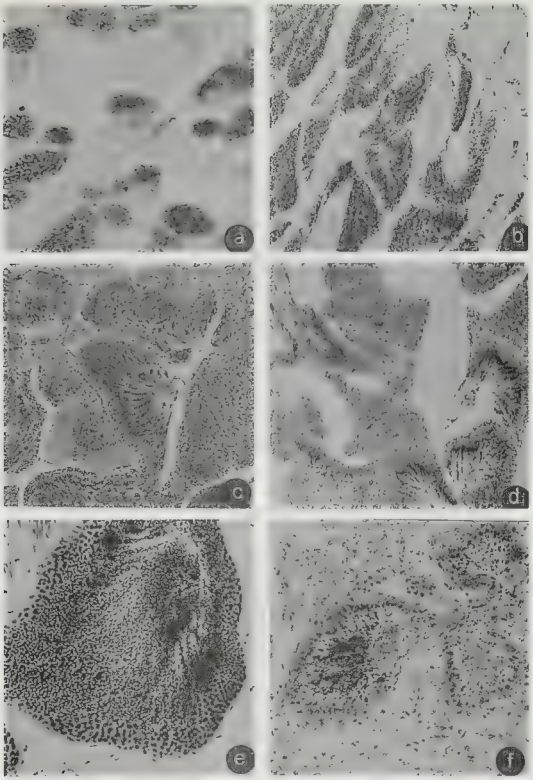

Figure 3. Different gametogenic stages observed in males of *Donax trunculus*. (a) Stage 1, early development; (b) stage 2, developing; (c) stage 3A, ripe, (d) stage 3B, spawning, (e) stage 3C, redevelopment, (f) stage 3D, spent.

Regression equations relating dry body weight to shell length were established for each sampling period From these equations the dry body weight of a standard individual (shell length, 25 mm) was calculated (Fig. 5). The body weight was minimal in September following the main spawning. It increased in autumn, winter and early spring as a consequence of reserve accumulation in the first season (autumn) and gamete development during the second one (winter). During Spring and Summer, the variation of dry weight corresponded to periods of development and release of gametes.

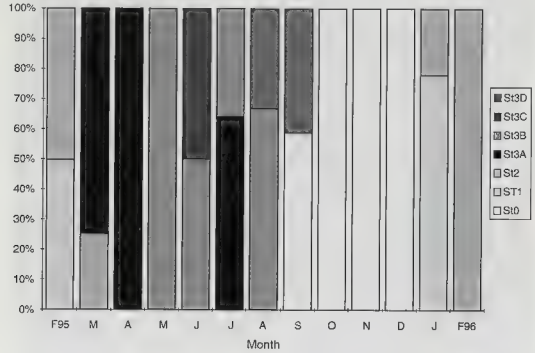

Figure 4 Gametogenic stages of *Donax trunculus* gonad observed from February 1995 to February 1996.

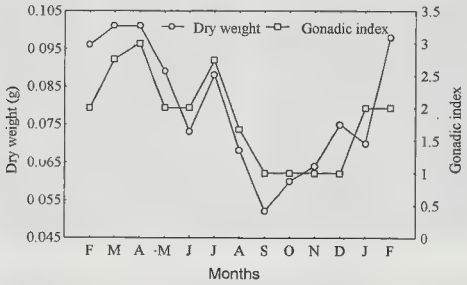

Figure 5 Monthly changes in the gonadal index and dry weight of standard individual (25 mm shell length).

***Population dynamics of* D. trunculus**

Density

The mean of *Donax trunculus* density values, during the study period, are given in Figure 6. According to this figure, high densities were registered between April and July. The maximum values (820 individuals/m^2) were noted in this last month. Low values were recorded in Autumn and Winter (108 clams/m^2 in February 1996). Moreover, the number of individuals observed in February 1996 was lower than that noted in February 1995. The analysis of dispersion coefficient showed that the mollusk presented an aggregated dispersion with a high level of signification ($p<0.001$)

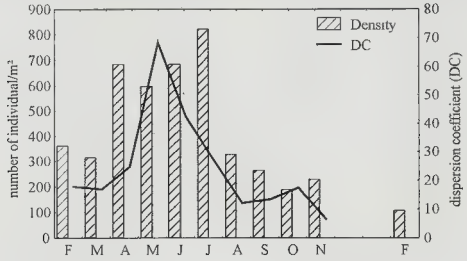

Figure 6. Monthly evolution of the mean density and dispersion coefficient of *Donax trunculus* from Aghroud beach (Agadir bay)

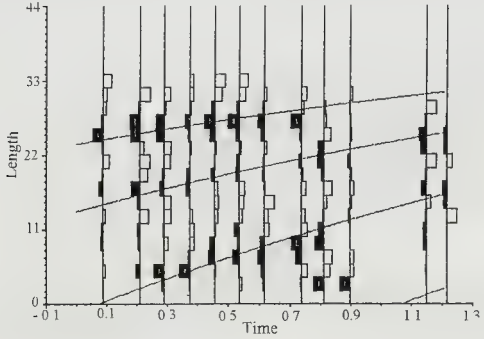

Figure 7. Size distribution at each sampling site with mean growth curves superimposed.

Absolute growth

Figure 7 shows the length-frequency distribution of *D. trunculus*. Three year classes (corresponding to the three growth curves of Von Bertalanffy) and two recruitment periods (April-May and October-November) could be noted. The Von Bertalanffy's growth equation for *D. trunculus* in the Agadir bay was $Lt = 40.33[1-e^{-0.487(t+0.90)}]$.

Growth curves of the different size classes were determined following the modal peak of the histograms (Fig. 8). The results suggest that growth rate was high during the first year (12.5 mm) and slowed down in the second and the third years (8.4 and 6.2 mm, respectively).

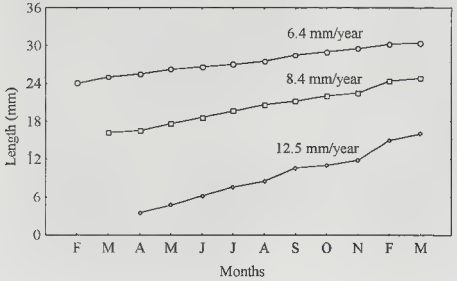

Figure 8. Growth curves of principal generations of *Donax trunculus* determined following the modal peak of the histograms.

Mortality

Total mortality rates (Z) ranged from 0.660 (August 1995) to 1.418 (October 1995). Mortality rates were higher during Winter (particularly February 1996) and during the periods of recruitment of the juveniles (April-May and October-November) (Table 1).

Table 1: Seasonal variability in instantaneous total mortality (Z) of *Donax trunculus*.

Date	Feb. 1995	Mar. 1995	Apr. 1995	May 1995	June 1995	July 1995	Aug. 1995	Sep 1995	Oct 1995	Nov. 1995	Feb. 1996	Mar. 1996
Z	0.793	0.706	0.736	1.323	0.672	0 688	0 660	0.824	1.418	1.026	1.084	1.183

DISCUSSION

Reproduction

The results showed that the reproductive cycle of *Donax trunculus* presented two periods in the Agadir bay (Southern Morocco): the first was characterized by an important sexual activity which ranged from January to August, the second corresponded to sexual rest which ranged from September to December.

The sexual activity period duration was comparable with that reported by other authors in Northern Morocco and Algerian coasts. However, the start of this period varied as a function of geographic position For example, the cycle ranged from December to July in Mehdia (North Morocco) (Bayed, 1990) and from February to September at Azur-plage in Algeria (Moueza and Frenkiel-Renault, 1973; Ansell and Bodoy, 1979; Ansell *et al.*, 1980). The difference noted between the dates of the start of gonad proliferation was probably correlated to the temperature. Indeed, gametogenesis began when temperature was minimal and this changed between areas (15°C at Mehdia in December, 16°C at Azur-plage in February and 16°C in January in our case). However, some authors consider that the temperature could not explain neither the initiation of gametogenesis nor the duration of cycle (Moueza and Frenkiel-Renault, 1973; Lubet and Aloui, 1987).

Our observations showed the existence of two spawning periods: one in May-June and an other in August. Similar results were found by Bayed (1990) in the north Atlantic coast of Morocco. At Azur-plage (Algeria), the spawning period took place in the Summer and ended in the Autumn (Moueza and Frenkiel-Renault, 1973; Ansell *et al*, 1980), while in Camargue (France), it is observed from April to September, with two massive releases of gametes localized in June-July and in September (Ansell and Bodoy, 1979)

The dry body weight of standard clam reflected exactly its reproductive activity In fact, dry body weight showed two decreasing periods (May-June and August) corresponding to spawning periods determined by histological examination of gonads. These two periods were followed by an increase in the dry weight corresponding to reserve accumulation or gamete formation.

Population dynamics

In our study area, *Donax trunculus* presents a patchy (aggregated) distribution pattern with high densities during the whole year. Similar results were found for *D. trunculus* living along the Mediterranean coast (Neuberger-Cywiak *et al*, 1990) and also for *D denticulatus* in Venezuela (Farache, 1980) and in Puerto Rico (Sastre, 1985). According to Odum (1971), living in groups is a strategy adopted by the species to reduce the rate of mortality during unfavorable conditions or during attacks by predators. Other authors explained this distribution as a result of interaction with species living in the same area: Leber (1982) suggested interspecific competition between *Donax* and *Emerita*, while De Mahieu and Gamba (1980) indicated that predation by invertebrates might be important Recently, Neuberger-Cywiak *et al.* (1990) suggested that active migration and currents carried the clams to this type of distribution.

Two settlement periods of *D. trunculus* were seen during the study period: in Spring (April-May) and in Autumn (October-November). These two recruitments might come from the two spawnings observed through the histological studies. Thus the recruitment observed in Spring would be the result of the spawning of August of the year that preceded this recruitment, whereas the one observed in Autumn could be originated by the spawning of May-June in the same year. Similar results (presence of two recruitment periods) were noted in the North Atlantic coasts of Morocco (Bayed and Guillou, 1985) and in Mediterranean coasts of: (i) Camargue, France (Bodoy and Massé, 1979), (ii) Gulera, Spain (Ramón *et al*, 1995) and (iii) Bou Ismail bay, Algeria (Moueza and Frenkiel-Renault, 1973). In contrast, at the north of the distribution area of *D. trunculus*, the populations were characterized by a single annual recruitment (Ansell and Lagardère, 1980, Guillou and Le Moal, 1980).

The occurrence of a bimodal recruitment appeared to be characteristic of *D trunculus* populations located towards lower latitudes. This hypothesis was supported by the observations that *D vittatus* underwent a single annual recruitment in the northern limit of its distribution (Scotland) (Ansell, 1972) and multimodal recruitment in more southern areas (Douarnenez bay, France) (Guillou and Le Moal, 1980).

The study of the evolution of different cohorts showed that growth was very high during the first year and slowed down in the second and third years. Similar observations were reported for other populations of *D. trunculus* (Moueza, 1972; Bayed and Guillou, 1985; Neuberger-Cywiak *et al.*, 1990) and *D. incarnatus* (Thippeswamy and Joseph, 1991). This decrease in linear growth rate with increasing size should be the result of a gradual decrease in feeding efficiency resulting from the increased energy requirements for metabolism of larger body and probably also for the development of the gonads.

In our study, the Von Bertalanffy equation for *D trunculus*, is Lt = 40.33[1-e$^{(-0.487(t+0.90))}$]. Table 2 gives values of the different parameters of this equation recorded for some population of *D. trunculus* living in different geographic areas. The growth rate coefficient K could be used to compare the growth of related species or same species in varied habitats. The present estimate (K = 0.487) for *D trunculus* in the Agadir bay was low when compared to the figures recorded for the populations from France and Spain (Ansell and Lagardère, 1980; Bodoy, 1982; Fernández *et al.*, 1984). The variation of growth rate of *D. trunculus* in different habitats might be related to the variation of certain environmental factors such as temperature (Thippeswamy and Josph, 1991).

Table 2. Von Bertalanffy equation for *D trunculus* obtained by various authors

Area	L	K	to	source
Atlantic (Morocco)	40.33	0.487	-0.90	this paper
Mediterranean (Spain)	46.00	0.58	-0.416	Ramón *et al.* (1995)
Atlantic (France)	48.9	0.38	0.29	Guillou & Le Moal (1980)
Atlantic (France)	35.55	0.7858	-	Ansell & Lagardère (1980)
Atlantic (France)	32.25	0.678	-	Ansell & Lagardère (1980)
Mediterranean (France)	35.99	0 956	0.699	Bodoy (1982)
Atlantic (Spain)	43.80	0.97	0.1	Fernández *et al.* (1984)
Atlantic (Spain)	52.84	0.55	-	Mazé & Laborda (1988)

Total mortality rate Z was higher during winter months and during juvenile recruitment. Thippeswamy and Joseph (1991) had noted a reduction by 50% of juvenile cohort within two months after settlement. The high mortality rate during the Winter months was probably related to the reduced salinity and instability of the sandy beach following heavy rain that occurred during this period (Id Halla, 1997). High rates of mortality observed during the early stage of life were probably due to overcrowding and the fragility of younger individuals.

The results reported in this study showed that the biology of *Donax truculus* in the coasts of Agadir region (Southern Morocco) had some differences compared to other areas. These differences were probably related to the local environmental conditions

REFERENCES

Ansell A.D. & Bodoy A., 1979. Comparison of events in the seasonal cycle for *Donax vittatus* and *Donax trunculus*. In: *Cyclic phenomena in marine plants and animals*, E Naylor, R G. Hartnoll, eds , Pergamon Press, Oxford, pp. 191-198.

Ansell A D & Lagardère F., 1980. Observations on the biology of *Donax trunculus* and *Donax vittatus* at Ile d Oléron (French Atlantic coast). *Marine Biology*, **57**: 287-300

Ansell A D., 1972. Distribution, growth and seasonal changes in biochemical composition for the bivalve *Donax vittatus* (da Costa) from Kames Bay, Millport *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **10**· 137-150.

Ansell A.D., Frenkiel L. and Moueza M., 1980. Seasonal changes in tissue weight and biochemical composition for the Bivalve *Donax trunculus* L. on the Algerian coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **45**: 105-116.

Ansell A.D., 1983. The biology of the genus *Donax* pp. 607-635, *In:* Sandy beaches as ecosystems (A. McLachlan, T. Erasmus eds.). Junk Publishers, The Hague.

Bayed A. and Guillou J., 1985. Contribution à l'étude des populations du genre *Donax* : la population de *Donax trunculus* L. (Mollusca, Bivalvia) de Mehdia (Maroc). *Annales de l'Institut Océanographique*, Paris, **61**: 139-147.

Bayed A., 1990. Reproduction de *Donax trunculus* sur la côte Atlantique marocaine. *Cahiers de Biologie Marine*, **31**: 159-169.

Beverton R.J.H. and Holt S.J., 1956. A review of methods for estimating mortality rates in fish population, with special reference to sources of bias in catch sampling. *Rapports et Procès-verbaux des réunions de la CIEM.*, **17A**: 1-153.

Bodoy A. and Massé H., 1979. Quelques paramètres permettant de suivre la production organique d'un mollusque bivalve au cours d'un cycle saisonnier. Publications Scientifiques et Techniques CNEXO: *Actes de colloques* , **7**: 753-766.

Bodoy A., 1982. Croissance saisonnière du bivalve *Donax trunculus* L. en Méditerranée nord-occidentale (France). *Malacologia*, **22**: 353-358.

De Mahieu G. and Gamba A.L., 1980. Estudio cuantitativo de las comunidades comprendidas entre Patanemo y Boca de Mangle. *In: Informe técnico del Proyecto Golfo Triste U.S.B.-Maraven.* Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela, pp. 378-557.

Farache V., 1980. Factores ambientales que se relacionan con la densidad relativa, la variación morfométrica y los patrones de coloración de dos especies de chipichipe, *Donax denticulatus* y *Donax striatus* L. (Bivalvia-Donacidae). Thesis, Universidad Simón Bolívar, Venezuela. 130 pp.

Fernández J., Otero J. and Coo A., 1984. Contribución al estudio de la coquina *Donax trunculus* L. en Galicia. *Actas IV Simposio ibérico de Estudios del Benthos Marino*, vol. 2: 133-142.

Guillou J. and Le Moal Y., 1980. Aspects de la dynamique des populations de *Donax vittatus* et *Donax trunculus* en baie de Douarnenez. *Annales de l'Institut Océanographique*, Paris, **56**: 55-64.

Id Halla M., Bouhaimi A., Zeknini A., Narbonne J.F., Mathieu M. and Moukrim A., 1997. Etude du cycle de reproduction de deux espèces de moules *Perna perna* (Linné, 1785) et *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819) dans la baie d'Agadir (Sud du Maroc). *Haliotis*, **26**: 51-62.

Id Halla M., 1997. Etude de la biologie des moules *Perna perna* Linné (1758) et *Mytilus galloprovincialis* Lamarck (1819) dans la baie d'Agadir. Thèse de 3ème cycle, Université Ibn Zohr, Agadir. 157 pp.

Leber K.M., 1982. Bivalves (Tellinacea : Donacidae) on a North Carolina beach: contrasting population size structures and tidal migrations. *Marine Ecology Progress Series*, **7**: 297-301.

Lubet P. and Aloui N., 1987. Limites létales thermiques et action de la température sur les gametogenèses et l'activité neurosecrétrice chez la moule (*Mytilus edulis* et *M. galloprovincialis*, Mollusque bivalve). *Haliotis*, **16** (1987) 309-316.

Lubet P., 1959. Recherches sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les *Mytilidés* et les *Pectinidés*. Thèse de 3ème cycle, Université de Paris. 159 pp.

Mazé R.A. & Laborda A.J., 1988. Aspectos de la dinámica de población de *Donax trunculus* L. (Bivalvia: Donacidae) en la Ría de Barquero (Lugo, NW. España). *Investigación Pesquera*, **52** (1988) 299-312.

Moueza M. and Frenkiel-Renault L., 1973. Contribution à l'étude de la biologie de *Donax trunculus* L., (Mollusques Lamellibranches) dans l'Algérois: la reproduction. *Cahiers de Biologie Marine*, **14** (1973) 261-283.

Moueza M., 1972. Contribution à l'étude de la biologie de *Donax trunculus* L. (Mollusque, Lamellibranche) dans l'Algérois: la croissance. *Pelagos*, **4** (1972) 25-35.

Neuberger-Cywiak L., Achituv Y. and Mizrahi L., 1990. The ecology of *Donax trunculus* Linnaeus and *Donax semistriatus* Poli from the Mediterranean coast of Israel. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **134**: 203-220.

Odum E.P., 1971. Fundamentals of ecology. W.B. Saunders, Company, Philadelphia, third edition. 574 pp.

Ramón M., Abelló P. and Richardson C.A., 1995. Population structure and growth of *Donax trunculus* (Bivalvia: Donacidae) in the Western Mediterranean, Marine Biology, **121**: 665-671.

Roméo M. and Gnassia-Barelli M., 1988. *Donax trunculus* and *Venus verrucosa* as bioindicators of trace metal concentrations in Mauritanian coastal waters. Marine Biology, **99**: 223-227.

Sastre M.P., 1985. Aggregated patterns of dipersion in *Donax denticulatus*. *Bulletin of Marine Science*, **36**: 220-224.

Sidoumou Z., Roméo M., Gnassia-Barelli M., Nguyen Ph. and Caruba R., 1992. Assessment of water quality on the Mauritanian coast by measurement of trace metals in *Donax rugosus* and *Venus verrucosa* molluscs. *Hydroécologie Appliquée*, **4**: 33-41.

Thippeswamy S. & Joseph M.M., 1991. Population selection strategies in the wedge clam, *Donax incarnatus* (Gmelin) from Panambur beach, Mangalore. *Indian Journal of Marine Science*, **20**: 147-151.

Trask P.D., 1931. Recent marine sediment. American Association of Petroleum Geologists. 736 pp.

BIBL. DU MUSÉUM PARIS

17 MARS 2000

Normes diverses

Les noms de taxa devront être cités et utilisés conformément au Code International de Nomenclature Zoologique (édition de 1985). Les noms génériques ou spécifiques seront écrits en *italique*, les noms de familles ou de divisions d'un rang plus élevé, en caractères normaux. Un nom spécifique, générique ou familial apparaissant pour le première fois dans le texte devra être accompagné de son auteur et date de publication. On évitera les tournures de phrases donnant lieu à confusion entre une référence bibliographique et l'auteur et date d'un taxon.

La bibliographie comprendra toutes les références citées dans le texte, et uniquement celles-ci. Toutefois, les références citées uniquement en tant qu'auteur et date d'un taxon ne sont pas obligatoirement incluses dans la bibliographie. Les titres des périodiques doivent apparaître *in extenso*. Les références seront citées selon un des modèles suivants:

Bourguignat J.R., 1857. Aménités malacologiques. *Revue et magasin de zoologie* (2)**9**: 3-31, pl. 1-4.

Swofford D.L. & Olsen G.J., 1990. Phylogeny reconstruction. *In:* Molecular systematics. (D.M. Hillis & C. Morris, eds.) : 411-501. Sinauer Associates, Sunderland, Massachussets.

Dans le texte, on citera les références sous la forme "... selon Hall (1986)... ", " (Hall and Smith, 1986)", (Richardson *et al.*, 1985)...". Pour plusieurs articles d'un même auteur et d'une même date, on utilisera la forme "1985a, 1985b..."

Les tirés-à-part devront être commandés au moment des épreuves. Pour chaque article, 25 tirés-à-part gratuits seront envoyés aux auteurs. Des tirés-à-part supplémentaires, payants, pourront être commandés au même moment.

Comité de rédaction

Patrick ARNAUD	Station Marine d'Endoume, Rue de la Batterie des Lions, 13007 Marseille
Alan BEBBINGTON	3 Crawley Lane, Uley, Nr Dursley, Glos GL11 5 BJ, GrandeBretagne
Alain BODOY	IFREMER, Rue de l'Ile d'Yeu,B.P. 1049 - 44037 Nantes cedex 01
Pio FIORONI	Universität Münster, Institut für Spezielle Zoologie und Vergleichende Embryologie, Hüfferstraße 1, D-48149 Münster, Allemagne
Serge GOFAS	Muséum National d'Histoire Naturelle, Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et Malacologie, 55 rue de Buffon, 75005 Paris
Marcel LE PENNEC	Laboratoire de Zoologie, Faculté des Sciences , 6 avenue Le Gorgeu, 29283 Brest cedex
Pierre LUBET	Laboratoire de Zoologie, I.B.B.A., Faculté des Sciences, 14032 Caen cedex
Mathieu POULICEK	Laboratoire d'Ecologie marine, Institut de Zoologie, Université de Liège, 22 Quai van Beneden, B - 4020 Liège, BELGIQUE
JeanTARDY	Laboratoire de Biologie, Biochimie marines et Phytoécologie, IUT, Rue François de Vaux de Foletier, 17026 La Rochelle cedex
Nardo VICENTE	C.E.R.A.M., Faculté des Sciences et Techniques, de Saint Jérôme, 13397 Marseille cedex 13

Directeur de la publication : Marc VIANEY-LIAUD, Président de la S.F.M.
Coordonnateur de ce volume : Serge GOFAS

Société Française de Malacologie - siège : 55, rue Buffon, F-75005 Paris ISSN: 0397.765 X
Imprimé en Espagne par Imprenta Loredo (Gijón) - Achevé d'imprimer le 31 september 1999

Sommaire

M. WOLOWICZ & P. GOULLETQUER
The shell organic content in the energy budget of *Mytilus trossulus* from the South Baltic 1

M. BLANCHARD & A. EHRHOLD
Cartographie et évaluation du stock de crépidules (*Crepidula fornicata* L.) en baie du Mont Saint-Michel 11

N. TRIGUI EL MENIF, M. LE PENNEC, F. MAAMOURI & K. MEDHIOUB
La bioaccumulation de métaux chez le vénéridé *Ruditapes decussatus* (L.) récolté sur le littoral tunisien 21

M. CHEGGOUR, A. CHAFIK, H. TEXIER, A. BOUHALLAOUI, N. GHARBI, A. BOUMEZZOUGH & J. ELATTAR
Bioaccumulation de quelques éléments métalliques chez l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) en élevage dans la lagune de Oualidia (Maroc): Rôle des facteurs écologiques et biologiques 31

A. LAGBOURI & A. MOUKRIM
Contribution to the study of the biology of *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) in Agadir bay, Southern Morocco 45